

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ALINE CANETTI

ESTRUTURA, DINÂMICA E MANEJO SUSTENTÁVEL EM ECÓTONO DE
FLORESTA AMAZÔNICA

CURITIBA

2019

ALINE CANETTI

ESTRUTURA, DINÂMICA E MANEJO SUSTENTÁVEL EM ECÓTONO DE
FLORESTA AMAZÔNICA

Tese apresentada ao Curso de Pós-graduação em Engenharia Florestal, Área de Concentração em Manejo Florestal, Departamento de Ciências Florestais, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito para obtenção do título de Doutora em Engenharia Florestal

Orientador: Prof. Dr. Afonso Figueiredo Filho

Coorientadores: Dr. Evaldo Muñoz Braz

Dra. Patrícia Póvoa de Mattos

CURITIBA

2019

Ficha catalográfica elaborada pela
Biblioteca de Ciências Florestais e da Madeira - UFPR

Canetti, Aline

Estrutura, dinâmica e manejo sustentável em ecótono de Floresta
Amazônica / Aline Canetti. – Curitiba, 2019.
156 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Afonso Figueiredo Filho

Coorientadores: Dr. Evaldo Muñoz Braz

Dra. Patrícia Póvoa de Mattos

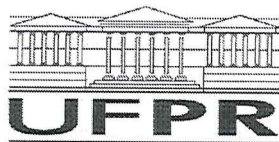
Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências
Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Defesa:
Curitiba, 22/02/2019.

Área de concentração: Manejo Florestal.

1. Manejo florestal – Florestas tropicais – Mato Grosso. 2. Florestas
tropicais – Desenvolvimento sustentável. 3. Produtividade florestal. 4.
Dendrocronologia. 5. Árvores – Crescimento. 6. Dinâmica florestal. 7.
Teses. I. Figueiredo Filho, Afonso. II. Braz, Evaldo Muñoz. III. Mattos,
Patrícia Póvoa de. IV. Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências
Agrárias. V. Título.

CDD – 634.9

CDU – 634.0.6(817.2)



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENGENHARIA
FLORESTAL - 40001016015P0


TERMO DE APROVAÇÃO


Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA FLORESTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **ALINE CANETTI** intitulada: **ESTRUTURA, DINÂMICA E MANEJO SUSTENTÁVEL EM ECÓTONO DE FLORESTA AMAZÔNICA**, após terem inquirido a aluna e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa. A outorga do título de doutor está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Curitiba, 22 de Fevereiro de 2019.


AFONSO FIGUEIREDO FILHO
Presidente da Banca Examinadora


THIAGO FLORIANI STEPKA
Avaliador Externo (UDESC)


EVALDO MUÑOZ BRAZ
Avaliador Externo (EMBRAPA)


ALLAN LIBANIO PELISSARI
Avaliador Interno (UFPR)


ANDRÉ FELIPE HESS
Avaliador Externo (UDESC)



Aos meus pais Ronaldo e Clades e ao meu irmão Gustavo,
por serem meu porto seguro.

À minha querida avó Cecília (*in memoriam*).

DEDICO.

Agradecimentos

À Universidade Federal do Paraná, à Pós-Graduação em Engenharia Florestal e aos professores da Engenharia Florestal, pelos anos de constante aprendizado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida e à Embrapa Florestas pela disponibilização de suas dependências para a realização deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Afonso Figueiredo Filho pela disposição em me orientar e pelas excelentes contribuições.

Ao Centro das Indústrias Produtoras e Exportadoras de Madeira do Estado de Mato Grosso (CIPEM) e ao Sindicato das Indústrias Madeireiras do Norte de Mato Grosso (SINDUSMAD), que tornaram possível a realização do projeto.

À Elabore Projetos e Consultoria Florestal em nome de Renato Olivir Basso e Maria Solidade Soares Abreu pelos dados concedidos, pela pronta disposição em ajudar em todos os passos da minha jornada e pela acolhida em Sinop.

Aos colegas da Embrapa Florestas, Dr. Gustavo Ribas Cúrcio, Dr. Osmir José Lavoranti, Elisabete Oaida, Marilice Cordeiro Garrastazu, Jonatas Gueller e João Torques, pela solicitude em aconselhar e auxiliar nas etapas de desenvolvimento da tese.

Aos amigos e colegas da Xiloteca pela companhia, pelo carinho e pelas contribuições com minha carreira, especialmente Andreia, Camila, Mariana e Rafaella.

Aos meus amigos florestais e não florestais, pelos momentos de descontração e pelo apoio nas horas difíceis, especialmente à Caroline da Silva Santos.

À minha família, por acreditarem em mim e por me apoiarem em todas as decisões. Especialmente aos meus pais, por me proporcionarem condições para alcançar esse título e me darem suporte para seguir em frente.

Por fim, agradeço ao Dr. Evaldo Muñoz Braz e à Dra. Patrícia Póvoa de Mattos por acreditarem em mim e terem sido fundamentais na minha formação como pessoa e como profissional durante esses 8 anos de Embrapa, que me fizeram enxergar a Engenharia Florestal e a ciência com outros olhos e me abriram tantas portas.

“Palavra puxa palavra, uma ideia traz a outra, e assim se faz um livro, um governo, ou uma revolução, alguns dizem que assim é que a natureza compôs suas espécies.”

Machado de Assis

RESUMO GERAL

A sustentabilidade do manejo de florestas naturais depende da compreensão aprofundada sobre o ciclo de vida e ocorrência das espécies comerciais. O bioma Amazônia conta com ampla diversidade e complexidade em sua composição, tornando-se necessária a aplicação de parâmetros de manejo direcionados às particularidades de cada tipologia e espécie a serem exploradas. Objetivou-se avaliar a dinâmica da Floresta Amazônica de Transição para subsidiar o manejo sustentável com base na estrutura horizontal da floresta e no ciclo de vida das espécies *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F. Macbr., *Erisma uncinatum* Warm., *Hymenolobium excelsum* Ducke e *Trattinnickia burserifolia* Mart. Foram utilizados dados de seis inventários a 100%, inventários amostrais, parcelas permanentes e amostras do fuste das espécies provenientes de Planos de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) aprovados na microrregião de Sinop, estado de Mato Grosso. Foi realizada análise florística para comparação da estrutura horizontal entre censos florestais e estratos arbóreos. Foram ajustadas funções densidade de probabilidade por espécie. Análises do crescimento foram realizadas por meio de dendrocronologia, utilizando as amostras não destrutivas, para as quatro espécies estudadas. Calculou-se incrementos médios e tempos de passagem por classe diamétrica e foram ajustados modelos de crescimento acumulado em diâmetro, derivando-se curvas de incremento em volume em nível de árvore individual. As funções densidade de probabilidade e as equações de crescimento ajustadas foram utilizadas para detectar os pontos de maior incremento médio anual em nível de árvore individual e de população, que foram definidos como diâmetro mínimo de corte (DMC), para simulações da produção volumétrica. Mediante matriz de projeção por classe diamétrica, foram comparados os incrementos em volume produzidos por diferentes combinações de DMC e ciclo de corte. As áreas de estudo apresentaram similaridade florística de no mínimo 75%, considerando o índice de Morisita. Alternâncias de dominância nos estratos médio e superior foram registradas para algumas espécies. As funções densidade probabilidade ajustadas por espécie para toda a microrregião aderiram aos dados de todas as áreas de estudo. Os incrementos por classe diamétrica, tempo de passagem e ciclo de vida de cada espécie estiveram associados aos seus grupos ecológicos. A culminação do incremento por classe diamétrica e os máximos incrementos volumétricos anuais para *A. leiocarpa* ocorreram em menores diâmetros e idades mais jovens, quando comparado aos das outras espécies, o que a caracterizou como espécie secundária inicial. *E. uncinatum*, *H. excelsum* e *T. burserifolia* apresentaram características inversas às de *A. leiocarpa*, típicas de espécies secundárias tardias. Considerar o ponto de rotação técnica da população como DMC retornou maiores produções volumétricas, quando comparado com os critérios definidos em legislação e demais DMC testados. Ciclos de cortes mais curtos produziram maiores incrementos volumétricos anuais. A metodologia proposta na presente tese, acrescida de análises econômicas, pode ser a base para a formação de novo e moderno sistema silvicultural para a Floresta Amazônica.

Palavras-chave: Modelagem do crescimento e produção. Diâmetro mínimo de corte. Dendrocronologia.

GENERAL ABSTRACT

The sustainability of natural forest management depends on high understanding of commercial species occurrence and life cycle. The Amazon biome composition has wide diversity and complexity, making it necessary to apply management parameters directed to the particularities of each forest type and species to be exploited. The aim was to evaluate the Transitional Amazon Forest dynamics to support sustainable management based on the forest structure and the life cycle of *Apuleia leiocarpa* (Vogel) JF Macbr., *Erismia uncinatum* Warm., *Hymenolobium excelsum* Ducke and *Trattinnickia burserifolia* Mart. It was used data from six 100% inventories, sampling inventories, permanent plots and stem samples of the species obtained from areas with Sustainable Forest Management Plan (SFMP) approved in the Sinop micro-region, Mato Grosso State. Floristic analysis was performed to compare composition structure between SFMP areas and between tree strata. Density functions were adjusted by species. Growth analyzes were performed using dendrochronology. Mean increments and passage times by diameter class were calculated and diameter cumulative growth models was adjusted, from which volume increment curves at the individual tree level was derived. The probability density functions and the adjusted growth equations were used to detect the points of maximum annual increments in volume at the individual and population tree levels, which were defined as minimum cutting diameter (MCD) for yield projections. By diameter class projection matrix, the annual volume increment produced by different combinations of MCD and cutting cycle were compared. The study areas presented floristic similarity of at least 75%, considering the Morisita index. Alternations of dominance in the middle and upper strata were recorded for some species. Probability density functions adjusted by species throughout the micro-region adhered to observed data of all study areas. The differences in diameter class increments, passage time and the pattern of growth over the life span of each species were associated with their ecological groups. The culmination of mean diameter class growth and the maximum annual volumetric increments for *A. leiocarpa* occurred in smaller diameters and at younger ages when compared to the other species, which characterized it as an early secondary species. *E. uncinatum* and *T. burserifolia* presented inverse characteristics to *A. leiocarpa*, typical of late secondary species. Considering the theoretical rotation point of the population as MCD returned higher annual increment in volume when compared to the Brazilian law criteria and others MCD tested. Shorter cutting cycles produced greater annual increments in volume. Proposed methodology of this thesis, plus economic analysis, may be the basis for the formulation of a new and modern silvicultural system for the Amazon Forest.

Keywords: Growth and yield projection. Minimum cutting diameter. Dendrochronology.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	14
2	OBJETIVOS.....	18
2.1	OBJETIVO GERAL	18
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
3	REVISÃO DE LITERATURA	20
3.1	MANEJO DE FLORESTAS NATURAIS	20
3.2	SISTEMAS SILVICULTURAIS: ORIGEM E CONCEITOS	21
3.2.1	Sistemas silviculturais na Ásia	23
3.2.2	Sistemas silviculturais na África	25
3.2.3	Sistemas silviculturais na América Latina	26
3.2.4	Sistemas silviculturais no Brasil	28
3.3	REGULAÇÃO DO MANEJO FLORESTAL DA AMAZÔNIA	30
3.4	EXPLORAÇÃO DE IMPACTO REDUZIDO	31
3.5	MONITORAMENTO DAS FLORESTAS TROPICAIS	32
3.5.1	Parcelas permanentes	32
3.5.2	Inventário a 100% (censo)	34
3.5.3	Dendrocronologia aplicada a espécies tropicais	34
3.6	MODELOS DE CRESCIMENTO E PRODUÇÃO PARA FLORESTAS NATURAIS	36
3.6.1	Tempo de passagem.....	37
3.6.2	Tabelas de projeção diamétrica	37
4	ÁREA, ESPÉCIES E DADOS EM ESTUDO.....	39
4.1	LOCAL DE ESTUDO.....	39
4.2	ESPÉCIES AVALIADAS	40
4.2.1	<i>Apuleia leiocarpa</i>	40
4.2.2	<i>Erismia uncinatum</i>	41

4.2.3	<i>Hymenolobium excelsum</i>	41
4.2.4	<i>Trattinnickia burserifolia</i>	42
4.3	DESCRIÇÃO DOS DADOS.....	42
4.3.1	Inventários a 100%.....	42
4.3.2	Inventários amostrais	44
4.3.3	Parcelas permanentes	45
4.3.4	Amostras de fustes.....	45
5	CAPÍTULO I:	
	ESTRUTURA DO ESTRATO ARBÓREO NA FLORESTA AMAZÔNICA DE	
	TRANSIÇÃO: ESTUDO COMPARATIVO	47
	RESUMO.....	47
	ABSTRACT.....	48
5.1	INTRODUÇÃO	49
5.2	MATERIAL E MÉTODOS	50
5.2.1	Comparação entre áreas de estudo	50
5.2.2	Análise de agrupamento e índice de similaridade	51
5.2.3	Composição dos estratos arbóreos.....	52
5.3	RESULTADOS	52
5.3.1	Descrição comparativa dos estoques.....	52
5.3.2	Agrupamento e similaridade das áreas em estudo	55
5.3.3	Dominância das espécies nos estratos arbóreos	56
5.4	DISCUSSÃO	57
5.4.1	Respostas das espécies à estrutura florestal e fatores ambientais.....	57
5.4.2	Similaridade entre áreas descontínuas	60
5.4.3	Diferença na composição florística entre estratos arbóreos.....	61
5.5	CONCLUSÕES	62

6 CAPÍTULO II:

ESTRUTURA DIAMÉTRICA PADRÃO EM ECÓTONO ENTRE TIPOLOGIAS DE FLORESTA AMAZÔNICA 63

RESUMO..... 63

ABSTRACT..... 64

6.1 INTRODUÇÃO 65

6.2 MATERIAL E MÉTODOS 67

6.2.1 Comparação entre áreas de estudo 67

6.2.2 Funções densidade de probabilidade..... 67

6.2.3 Aderência dos ajustes aos dados observados 68

6.2.4 Escolha da melhor função densidade probabilidade 69

6.3 RESULTADOS 70

6.3.1 Comparação de densidades entre áreas de estudo 70

6.3.2 Funções densidade de probabilidade..... 71

6.4 DISCUSSÃO 74

**6.4.1 Comparação da estrutura diamétrica das espécies entre áreas
de estudo 74**

**6.4.2 Comparação da estrutura diamétrica entre espécies na microrregião de
Sinop, MT 76**

6.5 CONCLUSÕES 79

7 CAPÍTULO III:

CRESCIMENTO DE ESPÉCIES COMERCIAIS, EM NÍVEL DE ÁRVORE INDIVIDUAL, EM ECÓTONO DE FLORESTA AMAZÔNICA 80

RESUMO..... 80

ABSTRACT..... 81

7.1 INTRODUÇÃO 82

7.2 MATERIAL E MÉTODOS 84

7.2.1	Obtenção das séries de crescimento	84
7.2.2	Comparação com parcelas permanentes.....	86
7.2.3	Modelagem do crescimento e da produção	86
7.3	RESULTADOS	88
7.3.1	Dendrocronologia	88
7.3.1	Relação hipsométrica	89
7.3.1	Crescimento diamétrico.....	90
7.3.2	Modelos de crescimento diamétrico	94
7.3.3	Crescimento volumétrico	97
7.4	DISCUSSÃO	99
7.4.1	Formação de camadas anuais de crescimento	99
7.4.2	Relação hipsométrica.....	100
7.4.3	Comparação dos incrementos obtidos por dendrocronologia e por parcelas permanentes	101
7.4.4	Incremento por classe diamétrica.....	103
7.4.5	Modelagem do crescimento em nível de espécie.....	105
7.4.6	Curvas de incremento e produção	106
7.5	CONCLUSÕES	107

8 CAPÍTULO IV:

SIMULAÇÕES DE MANEJO FLORESTAL VISANDO A MÁXIMA PRODUÇÃO SUSTENTÁVEL DE ESPÉCIES COMERCIAIS EM ECÓTONO DE FLORESTA AMAZÔNICA

108

RESUMO.....

108

ABSTRACT.....

109

8.1 INTRODUÇÃO

110

8.2 MATERIAL E MÉTODOS

111

8.2.1 Dados utilizados

111

8.2.2	Projeção dos incrementos das populações	112
8.2.3	Cálculo do DMC e ciclo de corte pelo método <i>GOL</i>	113
8.2.4	Simulações de manejo	114
8.3	RESULTADOS	117
8.3.1	Crescimento e produção das populações	117
8.3.2	Parâmetros de manejo definidos pelo método <i>GOL</i>	119
8.3.3	Simulações de DMC e ciclo de corte.....	119
8.4	DISCUSSÃO	121
8.4.1	Parâmetros de manejo definidos pelas curvas de incremento da população	121
8.4.2	Parâmetros de manejo definidos pelo método <i>GOL</i>	123
8.4.3	Produção volumétrica utilizando diferentes critérios de manejo	124
8.5	CONCLUSÕES	127
9	CONSIDERAÇÕES FINAIS	128
	REFERÊNCIAS.....	135
	ANEXO I – RESÍDUOS DO AJUSTE DAS EQUAÇÕES DE CRESCIMENTO PARA <i>Apuleia leiocarpa</i> (DAP ≥ 10 CM)	152
	ANEXO II – RESÍDUOS DO AJUSTE DAS EQUAÇÕES DE CRESCIMENTO PARA <i>Erismia uncinatum</i> (DAP ≥ 10 CM)	153
	ANEXO III – RESÍDUOS DO AJUSTE DAS EQUAÇÕES DE CRESCIMENTO PARA <i>Hymenolobium excelsum</i> (DAP ≥ 10 CM)	154
	ANEXO IV – RESÍDUOS DO AJUSTE DAS EQUAÇÕES DE CRESCIMENTO PARA <i>Trattinnickia burserifolia</i> (DAP ≥ 10 CM)	155
	ANEXO V – RESÍDUOS DA RELAÇÃO HIPSOMÉTRICA AJUSTADA PARA <i>Apuleia leiocarpa</i> (A), <i>Erismia uncinatum</i> (B), <i>Hymenolobium excelsum</i> (C) E <i>Trattinnickia burserifolia</i> (D)	156

1 INTRODUÇÃO GERAL

A madeira tropical representa importante fonte de renda para a economia regional amazônica (VAN GARDINGEN; VALLE; THOMPSON, 2006). Em 2017, os estados federativos pertencentes à Amazônia produziram mais de 90% do volume total de madeiras em tora do Brasil, movimentando aproximadamente 2 trilhões de reais, com uma produção de mais de 11 milhões de m³ (IBGE, 2018). O manejo florestal é realizado nessa região em um regime policíclico, em que práticas silviculturais contínuas são executadas, sendo removidas apenas as árvores acima do limite de maturidade (SEYDACK, 2012), definido pelo diâmetro mínimo de corte (DMC) no Brasil (BRASIL, 2006). Sendo assim, é a única atividade de uso do solo que garante a cobertura contínua das florestas naturais (SEYDACK, 2012; LUNDQVIST, 2017), permitindo compatibilizar os desenvolvimentos econômico, social e ambiental (TIMOFEICZYK JUNIOR et al., 2005).

A base para o sucesso do manejo florestal é a sua sustentabilidade (BRIENEN; ZUIDEMA, 2006a; 2006b), na qual, além de gerar benefícios econômicos, a atividade também deve ser socialmente justa e ambientalmente correta (BICK et al., 1998; VAN GARDINGEN; VALLE; THOMPSON, 2006) sob um sistema de regulação de rendimento profissionalmente sólido e eticamente defensável (SEYDACK et al., 1995). Na Amazônia, a aplicação dos sistemas policíclicos de manejo sustentável auxilia na preservação das múltiplas funções ecológicas do ecossistema florestal, apoiando, ao mesmo tempo, às comunidades locais e às serrarias e indústrias de madeira compensada (SCHÖNGART, 2011).

Para a garantia da sustentabilidade, as funções da floresta precisam ser mantidas e os estoques remanescentes após a exploração florestal devem permitir um fluxo contínuo de madeira para as próximas intervenções (ONG; KLEINE, 1996; VAN GARDINGEN; VALLE; THOMPSON, 2006; BRAZ et al., 2015; ÁVILA et al., 2017). O manejo deve ser planejado criteriosamente, sendo congruente com a estrutura inicial da floresta natural (SEYDACK et al., 1995), ou seja, com a densidade, distribuição diamétrica, crescimento, mortalidade e regeneração das espécies de interesse (BICK et al., 1998).

No Brasil, o manejo de florestas naturais tem perdido espaço perante os produtores devido às restrições legais burocráticas e à alta valorização da agropecuária,

que vem substituindo o uso do solo na Amazônia, sendo essa uma das principais causas do desmatamento (PASSOS, 2005). Torna-se crucial desenvolver estudos que sustentem a funcionalidade e a credibilidade das práticas de manejo florestal na região, para a valorização do setor madeireiro e da floresta.

A Amazônia brasileira, ao longo dos 5.500.000 km² (IBGE, 2018), é composta por cinco Regiões Fitoecológicas distintas: Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Estacional Sempre-Verde, Campinarana e Áreas de Tensão Ecológica. A Floresta Amazônica de Transição é um ecótono, em que ocorre contato entre as florestas Ombrófila Densa e Estacional Semidecidual. Também denominada Área de Tensão Ecológica, apresenta uma extensão de mais de 600 mil km² (FUNCATE, 2006). Nela se encontra o segundo principal polo produtor de madeira proveniente do manejo de florestas nativas do Brasil: a microrregião de Sinop, estado de Mato Grosso (PEREIRA et al., 2010).

O estado de Mato Grosso é um importante produtor de madeira em toras oriundas do manejo de florestas naturais, responsável por 99% da produção da região Centro-Oeste, 35% da Amazônia Legal e 32% da produção nacional (IBGE, 2017). Porém, esses números não garantem a sobrevivência do setor. São necessárias pesquisas que tornem o manejo florestal mais atraente, preenchendo as lacunas entre a prática e as diretrizes que prevalecem atualmente na indústria madeireira tropical (FORTINI; CROPPER; ZARIN, 2015) e auxiliem na conservação da biodiversidade florestal (CUNHA; FINGER; HAUSENAUER, 2016).

A complexidade dos fatores da floresta tropical requer sistemas flexíveis e adaptáveis para seu manejo, em que as decisões sobre intensidade de extração, ciclo de corte e DMC sejam baseadas nas características de cada espécie (SCHÖNGART, 2011; GROENENDIJK; BONGERS; ZUIDEMA, 2017; DIONISIO et al., 2018), sendo determinadas as combinações ideais dos parâmetros de manejo em cada situação específica (BRAZ et al., 2015).

As diretrizes de manejo devem ser adequados a regiões homogêneas e a cada espécie ou grupo de espécies com características semelhantes (BRAZ et al., 2015; CUNHA; FINGER; HAUSENAUER, 2016; FORTINI; CROPPER; ZARIN, 2015; ROSA et al., 2017; MIRANDA, D. L. C. et al., 2018). Essas medidas possibilitariam estabelecer um equilíbrio entre a intensidade da exploração florestal e o tempo necessário para alcançar a produção florestal contínua (DIONISIO et al., 2018) e

maximizada. Adicionalmente, projeções mais assertivas do estoque de madeira futuro são possíveis, considerando a capacidade produtiva de cada área florestal manejada.

No Brasil, o DMC não é calculado com base em critérios específicos pertinentes aos locais e às espécies de interesse (SCHÖNGART, 2008), mas fixado por regulamentações nacionais (ex. BRASIL, 2006). A legislação atual se embasa em resultados médios provenientes de pesquisas com parcelas permanentes, que eram as informações disponíveis na época em que foi criada (SILVA, 1989, 1997; HIGUCHI, 1996). Entretanto, as regulamentações nacionais também definem que o DMC deve ser estabelecido por espécie comercial manejada, mediante estudos que considerem a distribuição diamétrica, o uso a que se destinam e outras características ecológicas relevantes (BRASIL, 2006). Assim, os gestores florestais, baseados em estudos técnicos e científicos, podem sugerir mudanças no atual ciclo de corte e DMC, considerando o potencial da produção florestal (DIONISIO et al., 2018). Contudo, o DMC em nível de espécie foi alterado em poucos estados federativos, e para um número muito pequeno de espécies (AMAZONAS, 2010; AMAPÁ, 2013).

Os parâmetros específicos para determinada espécie em determinado local bem como projeções do rendimento do manejo florestal baseados em dados reais, representando variações entre indivíduos e entre espécies, são ferramentas importantes para se avaliar a sustentabilidade da exploração (SCHÖNGART, 2011; GROENENDIJK; BONGERS; ZUIDEMA, 2017). Os modelos de crescimento e produção são essenciais para a viabilidade do manejo florestal durante um ou mais ciclos de corte (VAN GARDINGEN; VALLE; THOMPSON, 2006). Estudos sobre o crescimento individual aliado a informações de mortalidade, ingresso, diâmetros máximos atingidos e biologia reprodutiva em nível de espécie formam a base para a definição de diretrizes de manejo que garantam a sustentabilidade das florestas tropicais de produção (VANCLAY, 1989; MIRANDA, D. L. C. et al., 2018; DIONIZIO et al., 2018).

É necessário que o planejamento do manejo florestal seja detalhado, com o apoio de pesquisas sistêmicas embasadas em dados quantitativos (RIDDER et al., 2013). A regulação da produtividade e determinação dos níveis sustentáveis da exploração florestal são problemas substanciais do manejo florestal. As projeções da produção da floresta com alto nível de confiabilidade são essenciais para tomada de decisão no planejamento da gestão das florestas naturais, pois auxiliam no

agendamento da exploração de madeira e na regulação do estoque em níveis sustentáveis (ONG; KLEINE, 1996).

As instituições reguladoras do manejo florestal na Amazônia brasileira ainda não estão engajadas nas discussões sobre parâmetros ótimos de corte adaptados a cada espécie e região, pois não existem modelos práticos para simulações que permitam apoiar tais decisões (BRAZ et al., 2015), sendo pouco expressivas as informações disponíveis sobre a ecologia de espécies comerciais e dados demográficos (FORTINI; ZARIN, 2011) para as florestas das diferentes regiões fitoecológicas amazônicas.

Um dos principais requisitos para o manejo das florestas é a garantia de que a floresta tem o estoque mínimo necessário nas classes diamétricas remanescentes (CARRON, 1968). As informações provenientes de inventários são indispensáveis para o bom planejamento das atividades do manejo (SCHNEIDER, SCHNEIDER, 2008).

Os dados de inventários a 100% podem ser úteis para suprir a demanda pela compreensão da estrutura arbórea da Floresta Amazônica. Estes inventários são requisitos para o manejo da Floresta Amazônica brasileira com fins madeireiros (BRASIL, 2006) e são os principais instrumentos para o planejamento do manejo florestal eficiente e de baixo impacto (OLIVEIRA; BRAZ, 1995; BRAZ et al., 1998; TIMOFEICZYK JUNIOR et al., 2005). Entretanto, a utilização desses dados como suporte à compreensão da Floresta Amazônica tem sido negligenciada. A análise desses dados poderia ser extrapolada para regiões com ambientes semelhantes. Isso contribuiria para preencher a lacuna de conhecimento sobre a distribuição diamétrica das espécies arbóreas e outras características, dando suporte não apenas à implementação dos planos de manejo, mas à fiscalização e legislação ambientais.

Diante do exposto, desenvolveu-se na presente tese uma metodologia visando subsidiar o desenvolvimento de um novo sistema silvicultural para o manejo sustentável da floresta Amazônica, tendo por base o ciclo de vida das espécies comerciais e a sua estrutura horizontal em diferentes tipologias. Foi realizado um estudo de caso para a Floresta Amazônica de Transição, no estado de Mato Grosso, utilizando quatro espécies de grande relevância para a produção madeireira.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a dinâmica em florestas naturais da Amazônia para subsidiar o manejo sustentável, com base na estrutura diamétrica e no ciclo de vida das espécies, com ênfase em *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F. Macbr., *Erismia uncinatum* Warm., *Hymenolobium excelsum* Ducke e *Trattinnickia burserifolia* Mart.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Comparar as semelhanças e diferenças na estrutura horizontal em diferentes áreas da microrregião de Sinop, estado de Mato Grosso;
- b) Analisar e modelar a estrutura diamétrica das quatro espécies selecionadas em diferentes áreas da microrregião de Sinop, estado de Mato Grosso;
- c) Descrever e modelar os crescimentos diamétrico e volumétrico das quatro espécies selecionadas na microrregião de Sinop, estado de Mato Grosso; e
- d) Definir o diâmetro mínimo de corte para as quatro espécies selecionadas com base na dinâmica de suas populações e simular ciclos de corte ideais em nível de espécie para a estrutura padrão da microrregião de Sinop, estado de Mato Grosso.

Os resultados deste trabalho irão: (a) fornecer subsídios técnicos para aperfeiçoamento da legislação que regula o manejo florestal na Amazônia; (b) auxiliar os produtores de madeira na obtenção de novas formas de manejo por meio da geração de informações sobre a capacidade produtiva das áreas florestais; (c) auxiliar na geração de empregos local, pela manutenção da sustentabilidade da produção florestal; (d) fornecer serviços ambientais pela conservação do uso do solo; (e) estimular novos produtores a optarem pelo manejo florestal como fonte de renda, garantindo a sustentabilidade da floresta local; e (e) estimular pesquisas inovadoras sobre manejo e subsidiar ações para a modernização da legislação florestal.

Para atingir aos objetivos, a tese foi estruturada da seguinte maneira:

- ✓ Parte inicial: Introdução geral, objetivos gerais e específicos, revisão de literatura e descrição da área, espécies e dados em estudo;
- ✓ Capítulo I - Estudo comparativo do estrato arbóreo em um ecótono na Floresta Amazônica;
- ✓ Capítulo II - Estrutura diamétrica padrão em ecótono de Floresta Amazônica;
- ✓ Capítulo III - Padrão de crescimento de espécies comerciais em nível de árvore individual na Floresta Amazônica de transição;
- ✓ Capítulo IV - Simulações de manejo florestal visando alcançar a produção sustentável maximizada de espécies comerciais em ecótono de Floresta Amazônica
- ✓ Considerações finais.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 MANEJO DE FLORESTAS NATURAIS

O conceito de manejo florestal tem sido discutido e trabalhado por diferentes autores. Segundo Assmann (1970), o manejo florestal é o conjunto de medidas destinadas a promover condições favoráveis à produção madeireira aplicado a florestas de produção e para fins econômicos. Buongiorno e Gilles (1987) acrescentaram o aspecto ambiental ao manejo, definindo-o como sendo a "a arte e a ciência da tomada de decisões com relação à organização, uso e conservação das florestas". Em uma visão mais atual, Rietbergen (2008) complementou que as atividades de manejo incluem, no mínimo, decisões sobre os limites de extração, estabelecimento de níveis de rendimento para a colheita dos produtos florestais e controle de custos e investimentos.

Na ciência florestal, o manejo florestal é a subdivisão que aborda um conjunto de princípios, técnicas e normas, visando a organização das ações necessárias para ordenar os fatores de produção e controlar a sua produtividade e eficiência para alcançar objetivos definidos (HIGUCHI, 1996).

Entretanto, após a Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e o Desenvolvimento (UNCED), no Rio de Janeiro em 1992, foi agregado ao manejo florestal o conceito "sustentabilidade", quando foi definido que além de prover o sustento da produção madeireira, o manejo deve ser ditado também pelas dimensões econômica, ambiental, social e cultural (CASTAÑEDA, 2000). Além da produção madeireira contínua, portanto, o manejo florestal sustentável também significa conservar a terra, a água e o patrimônio genético, e inclui a utilização de métodos tecnicamente apropriados, economicamente viáveis e socialmente aceitáveis (LANLY, 1995).

Segundo Higuchi (1996), o manejo sustentável é "a condução de um povoamento florestal em que se aproveita tão somente o que ele é capaz de produzir, ao longo de um determinado período de tempo, sem comprometer a sua estrutura natural e o seu capital inicial". Rietbergen (2008) afirmou que o sistema de manejo florestal é dito sustentável quando é capaz de se adaptar a diferentes pressões que agem sobre ele, mantendo a condição florestal desejada ao longo do tempo. As

técnicas de manejo florestal sustentável envolvem os sistemas silviculturais, as normas são definidas pela legislação vigente e o seu princípio é a sustentabilidade (HIGUCHI, 1996).

A Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) caracterizou o manejo florestal sustentável por meio de seis critérios, sendo três relacionados à conservação florestal, dois às funções produtivas da floresta e um vinculado às necessidades econômicas e sociais relacionadas à floresta (LANLY, 1995). Leslie (1994) mencionou ainda a inclusão da exploração de baixo impacto como critério de definição do manejo florestal sustentável.

Segundo Osmaston (2010), os objetivos do manejo estão ligados aos seus propósitos básicos, como obtenção de renda, suprimento de matéria-prima para a indústria e serviços para a comunidade, satisfação das necessidades locais de produtos e geração de empregos. Para que os objetivos sejam atingidos com êxito, se faz necessária a integração da responsabilidade entre os empresários do setor e os técnicos responsáveis pela elaboração e execução das atividades previstas nos Planos de Manejo Florestal Sustentável (ZACHOW, 1999).

3.2 SISTEMAS SILVICULTURAIS: ORIGEM E CONCEITOS

O conceito de silvicultura tropical foi introduzido por profissionais florestais em meados do século XIX na Ásia tropical, Japão, China e Austrália, alcançado a África e a América muitos anos depois (BRUENIG, 2017). Segundo Silva (1997), sistema silvicultural é “o processo pelo qual um cultivo florestal (ou uma floresta) é estabelecido, tratado, extraído e substituído por uma nova exploração, resultando na produção de madeiras de distintas formas e para diferentes finalidades”.

Os primeiros tratamentos silviculturais aplicados no manejo de florestas tropicais surgiram na Índia, onde foi elaborado o sistema seletivo de *Tectona grandis* L.f. para florestas da Birmânia, pelo botânico alemão Dietrich Brandis (HIGUCHI, 1996). O método era aplicado em conjunto com o sistema "Taungya", de cultivo de arroz, seguindo a tradição alemã de *Waldfeldbau*, ou sistemas agroflorestais (BRANDIS apud BRUENIG, 2017).

O primeiro manual de silvicultura tropical foi publicado em 1888 na Índia, como resultado do trabalho de Dietrich Brandis, e os primeiros planos de manejo florestal

sustentável foram formalizados entre 1860 e 1865, também na Índia, por florestais treinados na Alemanha e na França (BRUENIG, 2017). A partir de então, diversos conhecimentos foram sendo desenvolvidos e adaptados às diferentes tipologias florestais (HIGUCHI, 1996; SCOLFORO, 1998).

Os sistemas silviculturais podem ser classificados quanto ao número de intervenções na floresta como monocíclicos e policíclicos (SEYDACK, 2012). O sistema monocíclico é aplicado principalmente nas florestas de coníferas e produz povoamentos uniformes e equiâneos (SCOLFORO, 1998), sendo o ciclo de corte igual à rotação (SOUZA; SOARES, 2013). A colheita de todas as árvores comerciais é realizada em uma única operação e depende da regeneração de plântulas para produzir volume para a próxima rotação (SEYDACK, 2012).

No sistema policíclico, somente uma parte do estoque comercial é explorado acima de um limite de maturidade pré-definido, como o diâmetro mínimo de corte (DMC), e as colheitas são realizadas em ciclos de corte mais curtos (SEYDACK, 2012). Esse sistema objetiva produzir populações multiâneas compostas predominantemente por espécies comerciais (SCOLFORO, 1998). As árvores remanescentes formam os estoques comerciais para os futuros ciclos de corte (SEYDACK, 2012).

Em geral, os sistemas policíclicos não envolvem intervenções silviculturais. São regulados pela aplicação de critérios de exploração, especialmente pelo DMC (SEYDACK, 2012). Por exemplo, nos sistemas silviculturais seletivos, a exploração é controlada pelos diâmetros à 1,30 m do fuste (DAP), que é estabelecido com base na natureza da demanda, na espécie e na distribuição diamétrica das árvores (SOUZA; SOARES, 2013).

O sistema silvicultural mais adequado é o que mais favorece o crescimento das árvores para a próxima intervenção. A escolha entre eles deve ser baseada nas características das espécies quanto às suas particularidades de reconstrução, como distribuição de sementes e exigência por luz (SEYDACK, 2012). Entretanto, Souza e Soares (2013) esclareceram que, ecologicamente, os sistemas policíclicos são superiores e mais apropriados para as florestas tropicais, por garantirem a manutenção da cobertura florestal e do patrimônio genético.

3.2.1 Sistemas silviculturais na Ásia

Experiência e conhecimento científico sobre o manejo florestal e técnicas silviculturais foram transferidas diretamente da Índia e da Europa para Tailândia, Malásia, Indonésia, Japão e China (BRUENIG, 2017). Alguns sistemas desenvolvidos na região asiática foram aplicados a florestas tropicais, como uniforme malaio, seletivo malaio e seletivo da Indonésia (SILVA, 1997).

3.2.1.1 Sistema uniforme malaio

O Sistema uniforme malaio se consolidou em 1948, quando houve alta demanda de produtos madeireiros decorrente do período de reaquecimento da economia mundial (HIGUCHI, 1996). Segundo esse autor, as intervenções nas florestas naturais malaias tiveram início a partir da verificação da abundante regeneração natural de espécies desejáveis comercialmente nas áreas desmatadas ou com grandes clareiras que foram abertas no período de ocupação militar dos japoneses. O objetivo final do sistema era a produção de florestas com alta proporção de espécies comerciais e de idades semelhantes (SEYDACK, 2012).

Consistia em uma única operação de extração a cada 70 anos, aproximadamente, ocasião em que todo o volume das árvores de tamanho comercial ($DAP > 45 \text{ cm}$) era removido, seguida do envenenamento de árvores remanescentes com $5 \text{ cm} < DAP < 15 \text{ cm}$ e controle do estoque remanescente de mudas das espécies comerciais (HIGUCHI, 1996; SILVA, 1997). A drástica abertura do dossel favorecia o crescimento das mudas das espécies comerciais do gênero *Shorea*, suplantando e suprimindo outras espécies, inclusive os cipós (SILVA, 1997). Todavia, esse sistema previa presença de plântulas em regeneração no momento do abate, que deveriam sobreviver sem danos, permitindo o abastecimento do estoque para a próxima colheita (SEYDACK, 2012).

O sistema foi executado com êxito na Malásia peninsular. No entanto, era aplicado em solos eminentemente adequados a culturas agrícolas e, devido a questões políticas, as áreas foram convertidas em plantações de cultura de borracha, óleo e palma (RIETBERGEN, 2008). Quando aplicado nas florestas remanescentes, de relevo acidentado, o sistema falhou, principalmente devido à escassez de plântulas

em regeneração nas florestas primárias (THANG, 1987). Em função disso, outras alternativas foram introduzidas para manejar as florestas mistas de dipterocarpáceas (HIGUCHI, 1996).

3.2.1.2 Sistema de manejo seletivo malaio

O manejo das florestas naturais da área peninsular da Malásia é exemplar quanto à produção de alta qualidade, havendo eficiente fiscalização acompanhada por um sistema detalhado de inventário (SCOLFORO, 1998). Nesse sistema foram introduzidos diversos conceitos utilizados no manejo florestal atualmente como: inventários pré-exploratórios, determinação do DMC, corte de cipós e derrubada direcionada (SILVA, 1997). Determinam-se os tratamentos silviculturais necessários por meio de inventários amostrais entre 2 a 5 anos após a exploração (SCOLFORO, 1998). No caso das florestas com predominância de dipterocarpáceas, o ciclo de corte estabelecido foi de 25 a 30 anos, o DMC de 30-45 cm e o estoque remanescente não poderia ser inferior a 32 árvores de boa forma por hectare, com diâmetros entre 30 e 45 cm (SILVA, 1997).

Atualmente, esse sistema ainda é o mais aplicado nas florestas asiáticas de teca (*T. grandis*) e sal (*Shorea robusta* C. F. Gaertn.), que são espécies decíduas, cuja regeneração natural, em algumas áreas, garante a reestocagem (SOUZA; SOARES, 2013).

3.2.1.3 Sistema seletivo da Indonésia

Os procedimentos do sistema seletivo da Indonésia são semelhantes aos do sistema malaio, diferindo pela inclusão de um inventário amostral anterior ao inventário pré-exploratório. Nesse são amostradas as árvores com DAP > 20 cm (SILVA, 1997). O DMC é de 50 cm, devendo remanescer no mínimo 25 árvores com mais de 35 cm de DAP por hectare (SCOLFORO, 1998). Técnicas de plantio de enriquecimento da regeneração natural são adotadas neste sistema (SILVA, 1997).

3.2.1.4 Sistema de talhadia

Também conhecido por sistema de brotação, o sistema de talhadia é fundamentado na capacidade de brotação das cepas de espécies arbóreas e objetiva a produção de madeira de pequenas dimensões (SOUZA; SOARES, 2013). É aplicado na Índia para produção de lenha, com rotações entre 30 a 40 anos (FAO, 1989).

As áreas são divididas em faixas de exploração anual, e a cada ano uma faixa é explorada em corte raso, antes do início da estação de crescimento (SOUZA; SOARES, 2013). São aplicados tratamentos silviculturais para promover e estimular a regeneração, tais como rebaixamento de tocos, corte de cipós, seleção de mudas com melhor formação, redução de brotos e plantios de enriquecimento (FAO, 1989).

3.2.2 Sistemas silviculturais na África

O manejo florestal no continente africano seguiu um curso diferente da Ásia, como resultado das diferentes condições naturais e das preferências nas diferentes colônias (BRUENIG, 2017). Segundo esse autor, as florestas decíduas originais já haviam em sua maioria sido convertidas em savanas nos tempos pré-históricos e muitas das florestas tropicais em terrenos férteis foram modificadas pela agricultura itinerante de corte e queima.

A introdução de sistemas de manejo em florestas naturais africanas foi baseada nas experiências adquiridas nas florestas indianas (BRUENIG, 2017) e as primeiras pesquisas foram implantadas em 1908, nas colônias alemãs Togo e Camarões, e entre 1920 e 1930, na África Ocidental Britânica e na Costa do Marfim (HIGUCHI, 1996).

Entre as operações silviculturais aplicadas, destacava-se o controle de cipós e o manejo direcionado a deixar na floresta apenas as espécies de interesse comercial (SCOLFORO, 1998). O sistema mais utilizado foi o sistema tropical de regeneração sob cobertura, ou “sistema Tropical Shelterwood” (SILVA, 1997), que foi desenvolvido especialmente para as florestas tropicais africanas, em que a densidade de árvores das espécies comerciais é baixa, sua regeneração natural é pobre e o abate de uma

ou duas árvores por hectare não é suficiente para induzir o crescimento do estoque remanescente (BRUENIG, 2017).

O sistema Tropical Shelterwood foi consolidado em 1944 na Nigéria (HIGUCHI, 1996), sendo baseado no sistema Shelterwood Europeu, que consistia em uma série de operações silviculturais projetadas para abrir o dossel e induzir a regeneração, melhorando seu crescimento (SEYDACK, 2012). Segundo Parren e de Graaf (apud SEYDACK, 2012), quando a regeneração se desenvolve e é considerada adequada pelos técnicos florestais, são removidas as árvores matrizes, ou “abrigo temporário” (Shelterwood) de sementes, restando apenas árvores jovens na floresta. Técnicas silviculturais como anelagem e envenenamento de espécies não comerciais com arsenito de sódio eram também realizadas, visando promover a regeneração das espécies desejáveis (SILVA, 1997). Os ciclos de cortes aplicados eram de 100 anos (HIGUCHI, 1996). Entretanto, este sistema foi abandonado, pois não era competitivo economicamente com as atividades agrícolas (LOWE apud HIGUCHI, 1996).

3.2.3 Sistemas silviculturais na América Latina

A bibliografia sobre sistemas silviculturais aplicados na América tropical é recente e dispersa (SOUZA; SOARES, 2013). Sabe-se que no continente americano, as primeiras pesquisas silviculturais em florestas tropicais foram instaladas em Trinidad e Tobago pelos ingleses, entre 1890 e 1900 (HIGUCHI, 1996). O primeiro plano de manejo oficialmente implantado ocorreu na década de 1930, na Reserva Florestal Arena em Trinidad e Tobago, sob o sistema Tropical Shelterwood, seguindo um ciclo de corte de 60 anos (NEIL apud BRUENIG, 2017). Na década de 1950, foi instalado um plano de manejo de florestas naturais e secundárias nas florestas sempre verdes do Monte Luquillo, em Porto Rico (WADSWORTH apud BRUENIG, 2017).

Os sistemas silviculturais desenvolvidos para o velho continente foram adaptados ao ordenamento das florestas tropicais na Ásia, por silvicultores europeus, e trazidos para a América por volta de 1940. O conjunto das atividades de silvicultura, ordenamento, economia florestal, teoria geral da administração, técnicas de mensuração e exploração florestal, associadas com o desenvolvimento das

tecnologias de produtos florestais e com as privações legislativas que surgiram, acabaram por consolidar o manejo florestal (ZACHOW, 1999).

Na Amazônia, o primeiro sistema silvicultural introduzido foi o CELOS, desenvolvido pelo Centro de Pesquisas Agrícolas do Suriname, a partir da década de 1980 (GRAAF, 1986). Ainda na década de 1980, foram planejadas várias áreas de demonstração do manejo florestal nos países amazônicos, mas a maioria não foi implementada (HIGUCHI, 1996).

O manejo da Floresta Amazônica é baseado nos parâmetros adotados a partir dos sistemas asiáticos de corte seletivo. As concessões foram tomando espaço no território amazônico com o passar dos anos, especialmente no Peru, Venezuela e também no Brasil (SCOLFORO, 1998).

3.2.3.1 Sistema de enriquecimento

Visa enriquecer a composição florística via semeadura ou plantio de espécies de interesse comercial, tendo relatos na literatura de sua aplicação na Venezuela e no Suriname e em nível experimental no Brasil (SOUZA; SOARES, 2013). Esses autores descreveram que a sequência de operações consiste em plantio das árvores em faixas equidistantes e limpeza e raleamento, quando necessário.

Segundo Souza e Soares (2013), o sistema tem potencial para as florestas tropicais, especialmente quando não houver regeneração natural de espécies comerciais em quantidade satisfatória, mas não é aplicado por falta de conhecimento sobre a autoecologia e características ecofisiológica das espécies de interesse. Entretanto, a implementação de atividades silviculturais pós-exploratórias acarreta elevação dos custos de produção (TIMOFEICZYK JUNIOR et al., 2005), sendo importante a verificação de sua viabilidade mediante análise econômica, especialmente na região Amazônica, em que frequentemente há dificuldade de acesso às áreas florestais.

3.2.3.2 Sistema CELOS

O sistema CELOS ou sistema de exploração policíclico (*Polycyclic Felling Systems*), do Centro de Pesquisas Agrícolas do Suriname, foi desenvolvido especialmente para as florestas da Amazônia, em 1986. Consistia na exploração seletiva, rigorosamente controlada (de cinco a dez árvores ha⁻¹), seguida de operações silviculturais sucessivas durante o ciclo de corte de 20 anos, visando estimular o crescimento das árvores remanescentes de tamanho médio a grande (SILVA, 1997; SOUZA; SOARES, 2013). As operações silviculturais consistiam em três desbastes: 1) realizado em todo o talhão em até dois anos após a exploração; 2) em um raio de 10 m em volta das espécies desejáveis, aplicado de 10 a 11 anos após a exploração; e 3) alguns anos antes do próximo ciclo de corte, para retirada de cipós e eliminação de palmeiras (JONKERS, 1988).

A maior novidade desse sistema foi a ênfase na exploração de impacto reduzido (EIR), que permitia aumentar a disponibilidade de plântulas, varas, árvores pequenas e médias e grandes destinadas aos futuros ciclos, pela redução de danos ao estoque remanescente (BRAZ, 2010).

3.2.4 Sistemas silviculturais no Brasil

O conceito de manejo florestal sustentável no Brasil foi introduzido com a realização dos primeiros inventários florestais na década de 1950, executados sob coordenação de peritos da FAO (HIGUCHI, 1996). Entretanto, segundo Zachow (1999), o Brasil absorveu as técnicas de manejo seletivo apenas algumas décadas mais tarde, devido à pressão de ambientalistas e organizações não governamentais por madeiras tropicais de origem comprovada e exploradas por plano de manejo florestal sustentável (PMFS).

Antes dos PMFS, a madeira tropical era proveniente de planos de exploração e áreas desmatadas, destinadas à implantação de grandes projetos agropecuários (ZACHOW, 1999). A primeira espécie a ter regulação para a exploração sustentável foi *Swietenia macrophylla* King (BRASIL, 2003).

O primeiro plano de manejo registrado foi o da Floresta Nacional (FLONA) do Tapajós, em 1978, para uma área de 130 mil ha (HIGUCHI, 1996). A partir dos

resultados de parcelas permanentes instaladas nesta área, Silva (1989) concluiu que as clareiras geradas pela exploração estimulavam por si só a regeneração natural e que o crescimento diamétrico aumentava em até 4 vezes nos primeiros anos logo após a exploração, voltando em uma década a proporções semelhantes ao da floresta original.

Os resultados da pesquisa de Silva (1989) e os sistemas silviculturais de espécies listadas (HIGUCHI et al., 1991) e de seleção da FLONA do Tapajós (SILVA, 1989) serviram de base para o sistema silvicultural definido na legislação florestal vigente (BRASIL, 2006). Entretanto, não existem resultados definitivos publicados comprovando a viabilidade dos sistemas propostos, pois nenhum deles chegou a completar um ciclo de corte (SOUZA; SOARES, 2013).

3.2.4.1 Sistema seleção de espécies listadas

O sistema proposto por Higuchi et al. (1991) consistia na definição de aproximadamente 50 espécies listadas, que seriam exploradas comercialmente (SOUZA; SOARES, 2013). Era composto por uma série de inventários diagnósticos da regeneração natural e fase juvenil, cinco e dois anos prévios à exploração e um ano após a exploração e a cada cinco anos (HIGUCHI et al., 1991). Os autores propunham também um inventário pré-exploratório a 100% (DAP \geq 20 cm), plano detalhado de exploração, anelamento de espécies indesejáveis e monitoramento do crescimento do estoque remanescente. Segundo Souza e Soares (2013), esse sistema requer conhecimentos detalhados sobre autoecologia e ecofisiologia das espécies.

3.2.4.2 Sistema de seleção da FLONA do Tapajós

Este sistema previa a exploração de até 30 m³ ha⁻¹ a cada ciclo de corte (DMC = 60 cm), com pré-mapeamento das árvores e derruba direcionada; anelagem e/ou envenenamento de espécies indesejáveis; monitoramento do crescimento e da produção com parcelas permanentes e aplicação de tratamentos silviculturais baseados em liberação de dossel a cada 10 anos (raleamento), visando estimular a regeneração natural e o crescimento da floresta (SILVA, 1989).

3.3 REGULAÇÃO DO MANEJO FLORESTAL DA AMAZÔNIA

A partir da década de 1960 as florestas naturais brasileiras começaram a receber atenção especial dos legisladores, sendo instituído, em 1965, o primeiro código florestal nacional (BRASIL, 1965). No entanto, as normas estabelecidas, quase sempre dissociadas de uma política florestal consistente, foram ineficazes para disciplinar a exploração das florestas da região Amazônica, em especial dos recursos madeireiros (ZACHOW, 1999).

De acordo com Zachow (1999), a mobilização pela utilização do manejo florestal sustentável e controle da origem da madeira só teve início no Brasil após a realização da UNCED sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento (Eco-92). Entretanto, o sistema brasileiro de manejo só foi de fato consolidado a partir da Instrução Normativa nº 5 de 11/12/2006 (BRASIL, 2006), que dispõe sobre procedimentos técnicos para elaboração, apresentação, execução e avaliação técnica de PMFS nas florestas primitivas e suas formas de sucessão na Amazônia Legal. Entre as normas estabelecidas pela Instrução Normativa federal para os PMFS plenos (que utilizam máquinas de arraste), destacam-se:

- I. Ciclo de corte: pode variar de 25 a 35 anos, dependendo do volume a ser extraído;
- II. Intensidade de corte: $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, com ciclo de corte inicial de 35 anos. O volume deve ser estimado por meio de equações volumétricas previstas no PMFS e com base nos dados do inventário florestal a 100%;
- III. Permite corte de cipós com atividade pré-exploratória;
- IV. DCM: 50 cm, enquanto não houver estudos técnicos determinando DMC específico por espécie;
- V. Árvores matrizes: deve-se manter pelo menos 10% do número de árvores de porte comercial por espécie na área de efetiva exploração da unidade de produção anual (UPA);
- VI. Árvores remanescentes: manutenção de todas as árvores das espécies cuja abundância de indivíduos com DAP superior ao DMC seja igual ou inferior a 3 árvores em 100 ha de área de efetiva exploração da UPA, em cada unidade de trabalho (UT).

- VII. Macrozoneamento da propriedade: é exigido o macrozoneamento, delimitando as áreas de preservação permanente (APP), reserva legal (RL) e localização das UPAs.

Em nota técnica, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) publicou a regulamentação de parâmetros técnicos em PMFS (BRASIL, 2008b), em que recomenda a consideração de uma produtividade de referência única para toda a Amazônia de $0,86 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para definição do ciclo de corte e intensidade de corte.

No estado de Mato Grosso, por sua vez, foi publicado um decreto que regulamenta, em nível estadual, os PMFS (MATO GROSSO, 2014). O decreto retifica a maioria dos conceitos da Instrução Normativa Federal (BRASIL, 2006), acrescentando que as espécies inventariadas que não apresentarem árvores remanescentes com DMC inferior ao estabelecido, deverão permanecer como remanescentes com DMC até 15 cm superior ao estabelecido, caso não seja apresentada proposta técnica que garanta o estoque florestal do próximo ciclo para todas as espécies de interesse comercial do projeto. Assim, para a espécie que não tenha estoque nas classes diamétricas inferiores ao DMC estabelecido (50 cm), o DMC poderá ser aumentado até 65 cm. O decreto também determina a instalação de uma parcela permanente a cada 200 ha, que devem ser mensuradas três anos após a exploração e posteriormente a cada 5 anos. Acrescenta ainda que, se a espécie apresentar menos de 5 árvores a cada 100 hectares, será considerada rara e sua exploração não será permitida.

3.4 EXPLORAÇÃO DE IMPACTO REDUZIDO

Uma nova abordagem de manejo florestal vem sendo desenvolvida, nas últimas décadas, como resultado do aumento da preocupação ambiental. Segundo Gustafsson et al. (2012), a exploração de impacto reduzido (EIR) é considerada uma excelente auxiliar na sustentabilidade da produção madeireira (GRAAF, 1986; POORE et al., 1989). Uhl e Viera (1989) estimaram que uma exploração sistemática adequada reduz em até 25% os danos à vegetação remanescente. Embora a proporção de florestas tropicais sob manejo sustentável seja estimada em menos de

10% (BLASER et al., 2011), a EIR é hoje um conceito conhecido na silvicultura tropical na África, Ásia e América (GUSTAFSSON et al., 2012).

Como a capacidade da floresta de regenerar e manter suas funções ecológicas depende da intensidade da extração e do grau de dano provocado pelas técnicas de extração madeireira, os tratamentos silviculturais mais importantes a serem considerado na EIR são as operações de colheita (SIST; FERREIRA, 2007). Dykstra e Heinrich (1995) estabeleceram uma coletânea de recomendações sobre as normas da EIR. Basicamente, a EIR é baseada no planejamento das operações de manejo e treinamento de pessoal, e deve (a) minimizar o dano ambiental; (b) diminuir o custo operacional, aumentando a eficiência do trabalho; e (c) reduzir as perdas operacionais (DIONISIO et al., 2018).

Na Amazônia brasileira, a EIR consiste no planejamento da exploração florestal sob ponto de vista operacional, baseando-se nos inventários pré-comerciais a 100%. São realizados procedimentos como mapeamento de fustes, corte de cipós, planejamento da derrubada direcional, proteção contra incêndios e o regime de extração, baseado nos critérios estabelecidos nas regulações nacional e estaduais (ZARIN et al., 2007).

Entretanto, apesar da EIR servir como uma importante ferramenta para reduzir danos e melhorar a eficiência das operações florestais, o emprego de tais técnicas por si só não é capaz de conduzir o manejo florestal à sustentabilidade (GRAAF, 2000; WADSWORTH, 1997). Sistemas silviculturais mais sofisticados devem ser elaborados e implementados para assegurar que a floresta possa ser manejada sustentavelmente em longo prazo (SIST; FERREIRA, 2007).

3.5 MONITORAMENTO DAS FLORESTAS TROPICAIS

3.5.1 Parcelas permanentes

Prognosticar o crescimento, a taxa de mortalidade, o recrutamento e o ingresso é essencial para as análises de investimento e determinação de ciclos de cortes sustentáveis (SCOLFORO, 1998). Segundo Silva et al. (2005), o procedimento mais efetivo para descrever a dinâmica florestal é em parcelas permanentes (PP) por meio de inventários contínuos, que consistem na demarcação permanente da área

amostral, que é remeida periodicamente (ALDER; SYNNOTT, 1992). Desta forma, são caracterizados por várias abordagens da população no tempo (PELLICO NETTO; BRENA, 1997). Esses inventários fornecem informações sobre alterações que ocorreram em diversas variáveis da floresta: densidade, composição florística, DAP, área basal, volume, ingresso, mortalidade e também danos causados pela exploração florestal (BRAZ, 2010).

Para as florestas da região Amazônica, Alder e Synnott (1992) sugerem que as parcelas sejam quadradas (100 m x 100 m) e que sejam instaladas a cada 1.000 ha. Entretanto, a aplicação de parcelas de 0,25 ha (50 m x 50 m) tem sido mais comum na Amazônia Oriental (SILVA, 2005).

O primeiro documento no Brasil que normatiza o estabelecimento de PPs foi elaborado pela Embrapa (SILVA; LOPES, 1984). Esse sistema era composto de diretrizes para a instalação e medição de PPs e de um sistema de processamento dos dados, o sistema de inventário florestal contínuo (SFC).

Segundo Silva et al. (2005), desde a década de 1980, aproximadamente 200 PPs foram instaladas na Amazônia Oriental, as quais vêm sendo medidas periodicamente. Ainda, de acordo com esses autores, os dados coletados nessas parcelas já geraram mais de 60 trabalhos científicos e formaram a base para o desenvolvimento de modelos de predição de crescimento da Floresta Amazônica.

Entre os últimos trabalhos científicos publicados utilizando PPs como metodologia na Amazônia brasileira, destacam-se o de Fortini, Cropper e Zarin (2015), no Amapá, de Ávila et al. (2017), no Pará, e o de D'Oliveira et al. (2017), no Acre, todos com foco no monitoramento da floresta pós exploração madeireira. Para o Estado de Mato Grosso não foram divulgados resultados oficiais de medições de PPs até o momento.

3.5.1.1 Sistema nacional de parcelas permanentes

No Brasil, o monitoramento das florestas naturais está regulamentado pela Resolução nº 4, de 23 de junho de 2008 (BRASIL, 2008a), que implementou o Sistema Nacional de Parcelas Permanentes (SisPP) e as Redes de Monitoramento da Dinâmica de Florestas Brasileiras (Redes de PP), com o objetivo de obter informações

sobre o crescimento e produção das florestas e para dar suporte à definição de normas técnicas e políticas públicas que promovam o manejo florestal sustentável.

O SisPP é uma parceria entre Embrapa, Serviço Florestal e INPA e tem por objetivo formar um grande banco de dados (BDPP), coletando informações de parcelas permanentes instaladas em todos os biomas brasileiros (OLIVEIRA et al., 2005). Os autores destacam que o SisPP não tem por objetivo instalar PPs e sim de agrupar informações de outras instituições. A proposta é estruturar o BDPP em função da definição de procedimentos padrões para instalação e medição de PP e também compatibilização com os padrões de PP instaladas previamente.

3.5.2 Inventário a 100% (censo)

O inventário a 100%, também denominado de censo florestal, consiste na mensuração de todos os indivíduos a partir de especificações prévias, como por exemplo a partir do DMC (PÉLLICO NETTO; BRENA, 1997). As atividades desenvolvidas nesse tipo de inventário envolvem a demarcação de talhões, abertura de trilhas de orientação, identificação, localização e avaliação das árvores de valor comercial e definição das espécies a serem exploradas e seus respectivos volumes (SANQUETTA et al., 2014).

É exigência básica para a autorização de planos de exploração na Amazônia desde 2003 (BRASIL, 2003). Apesar de ter sido inicialmente solicitado como forma de fiscalização, tornou-se ferramenta essencial para a EIR (BRAZ, 2010). O produto final é um mapa base em que constam a distribuição espacial de todas as árvores passíveis de corte, remanescentes, porta sementes, espécies protegidas por lei e não comerciais, bem como as condições do terreno (SANQUETTA et al., 2014), informações importantes aliadas ao planejamento da exploração (OLIVEIRA; BRAZ, 1995; BRAZ et al., 1998; TIMOFEICZYK JUNIOR et al., 2005).

3.5.3 Dendrocronologia aplicada a espécies tropicais

As séries de crescimento obtidas por dendrocronologia são promissoras para embasamento dos planos de manejo de florestas tropicais e podem ser utilizadas na modelagem do crescimento e produção do estoque comercial (BRIENEN; ZUIDEMA,

2006a). No entanto, por muito tempo, pesquisadores acreditavam que pelas características climáticas nos trópicos, em que a temperatura é quase constante, as árvores não formavam anéis de crescimento anuais. Acreditava-se que a variação periódica interanual da precipitação não era um fator determinante para marcar a sazonalidade de crescimento (WORBES, 2002). Atualmente, sabe-se que a sazonalidade da precipitação é o estressor mais comum nas árvores tropicais, quando a evapotranspiração excede a precipitação por várias semanas no ano, causando estresse hídrico sazonal (BRIENEN; SCHÖNGART; ZUIDEMA, 2016).

Ainda, as atividades fenológicas recorrentes anualmente podem retardar a atividade cambial ou induzir sua dormência completa, resultando na formação dos anéis de crescimento. Portanto, mesmo que a ocorrência de anéis de crescimento em espécies tropicais seja menos frequente do que nas florestas temperadas, um número substancial de espécies que formam anéis distintos já foi registrado (BRIENEN; SCHÖNGART; ZUIDEMA, 2016). Uma das primeiras confirmações registradas para espécies tropicais ocorreu em 1856 (BRANDIS apud BRIENEN; SCHÖNGART; ZUIDEMA, 2016), quando foram registrados anéis anuais de crescimento de *T. grandis* associados à estação seca na Indonésia.

A formação de falsos anéis e anéis ausentes é um fenômeno que ocorre tanto em clima temperado como em tropical. São característicos de alguns gêneros, como *Terminalia* L. e *Swartzia* Schreb., e famílias, como Annonaceae, Bignoniaceae e Tiliaceae (WORBES, 2002). Segundo esse autor, uma explicação possível para a ocorrência destes anéis é a alternância da pressão por competição, que muda o acesso à luz de árvores que estão abaixo do dossel da floresta, o que pode acarretar em diferenças locais na alocação de carboidratos, água, elementos minerais e fito hormônios, podendo também ser devido à pré-condição genética ou outros fatores que interfiram temporariamente no crescimento da árvore.

A datação cruzada entre árvores permite identificar os falsos anéis e anéis ausentes. Trata-se da detecção do mesmo padrão em diferentes séries de crescimento, permitindo a criação de uma série cronológica mais longa, composta por várias árvores (DOUGLASS, 1941). A série de crescimento de uma amostra é comparada com uma série mestre com cronologia já datada, observando-se e ajustando-se os anos com padrões dos anéis semelhantes, até que uma boa correspondência entre séries seja obtida (WIGLEY et al., 1987).

3.6 MODELOS DE CRESCIMENTO E PRODUÇÃO PARA FLORESTAS NATURAIS

Os modelos de crescimento e produção são relações entre o estoque ou o crescimento de uma variável da floresta com os inúmeros fatores que explicam sua dinâmica. As projeções do crescimento e da produção de madeira são a base para o planejamento do manejo sustentável das florestas naturais (SILVA, 2005). Segundo Braz et al. (2012), mediante prognoses do crescimento, é possível projetar a estrutura futura da floresta e estimar sua capacidade de recuperação. Com o estoque futuro de volume estimado, se faz possível a tomada de decisões quanto a taxas de corte e outros parâmetros de exploração que garantam o maior ganho em volume ao longo dos múltiplos ciclos de exploração, sem comprometer a capacidade de produção da floresta.

A modelagem do crescimento e produção em florestas naturais é baseada nos estudos de dinâmica das populações florestais: crescimento, recrutamento e mortalidade, especialmente as tropicais que têm por característica o elevado número de espécies e árvores de diferentes idades (VANCLAY, 1989; MIRANDA D. L. C. et al., 2018; DIONISIO et al., 2018). Os métodos de modelagem diferem das florestas plantadas, por não serem baseados no método do índice de sítio, uma vez que é inviável o controle das idades de todas as árvores, impossibilitando a classificação do índice de sítio (VANCLAY, 1994). Os métodos de projeção para florestas naturais são os modelos de produção global, modelos de projeção diamétrica e modelos de árvores individuais (VANCLAY, 1994; SCOLFORO, 1998; BURKHART; TOMÉ, 2012). Também existem os métodos mecanísticos, que consideram a transformação e acúmulo de energia, água e nutrientes em estruturas vivas, e os modelos de clareiras, que descrevem a sucessão florestal (BURKHART; TOMÉ, 2012). Todos os métodos apresentam relativo nível de precisão e a escolha entre um deles deve ser baseada no objetivo final da modelagem e também nos dados disponíveis (PORTÉ; BARTELINK, 2002), sempre observando que o pressuposto condicionante da modelagem está na previsão do rendimento de madeira das florestas nativas.

Entre os estudos para o gerenciamento das florestas nativas brasileiras, uma importante informação a ser obtida é o conhecimento de como o número de árvores por classe de diâmetro evolui ao longo do tempo (SCOLFORO, 1998). As ferramentas mais utilizadas para modelagem do crescimento e produção até o momento foram

baseadas em projeções por classe diamétrica (VANCLAY, 1994; ALDER, 1995). Estes modelos consideram o produto entre o estoque e o número de árvores em cada classe diamétrica (ALDER, 1995), sendo fundamental considerar que o crescimento das árvores não é constante nas distintas dimensões diamétricas. Além disso, aspectos como mortalidade e colheita são considerados separadamente da projeção do crescimento (VANCLAY, 1994).

3.6.1 Tempo de passagem

O tempo de passagem é uma abordagem simples para calcular os rendimentos por classe diamétrica e se baseia no tempo que uma árvore leva para atingir a próxima classe de tamanho (VANCLAY, 1994; SOUZA; SOARES, 2013). Este método tem sido utilizado para determinar ciclos de corte em florestas naturais, especialmente onde poucos dados de inventário estão disponíveis (VANCLAY, 1994; SCHONGART, 2008). Os incrementos médios são estimados para vários grupos de espécies e classes de tamanho, e os tempos de passagem são estimados dividindo-se a largura da classe diamétrica pelo incremento médio dentro de cada classe (VANCLAY, 1994). O ciclo de corte pode ser estimado a partir do tempo de passagem e da intensidade de corte (MIRANDA, D. L. C. et al., 2018).

3.6.2 Tabelas de projeção diamétrica

A tabela de projeção diamétrica é a ferramenta mais antiga para predizer a produção em florestas tropicais, aplicada pela primeira vez por Brandis, na Birmânia, no final do século XVII (ALDER, 1995). É um método de simples aplicação que permite retratar estruturas florestais complexas (WEISKITTEL et al., 2011). A produção futura é predita pela tabela do povoamento presente, utilizando estimativas de incremento em diâmetro para cada classe diamétrica (ALDER, 1995), que podem ser obtidos por meio de equações ou diretamente por classes de incremento médio observados em uma base de dados (VANCLAY, 1994).

Consistem na construção de tabelas de produção futura da população (classe diamétrica x anos decorridos), a partir dos dados atuais provenientes de inventários acrescidos de valores dinâmicos da população: crescimento, mortalidade e

recrutamento (CARRON, 1968; VANCLAY, 1994; BURKHART; TOMÉ, 2012). Estas tabelas, geralmente, são desenvolvidas para períodos de cinco anos, sendo que para projeções mais longas são derivadas novas tabelas de projeção a partir da primeira (ALDER, 1995; BURKHART; TOMÉ, 2012).

Existem três métodos de projeção por classes diamétricas. O primeiro, denominado modelo de produção empírico, pressupõe que todas as árvores estão localizadas no centro da classe diamétrica (SCOLFORO, 1998), e que crescerão na mesma taxa média, independentemente do tamanho e vigor atuais (VANCLAY, 1994; WEISKITTEL et al., 2011). Segundo esses autores, o segundo método, denominado razão de movimentação, pressupõe que as árvores estão distribuídas uniformemente em cada classe diamétrica, e que crescem na taxa média da população. No terceiro método, os eventos futuros são representados por probabilidades em matrizes de transição (WEISKITTEL et al., 2011; BURKHART; TOMÉ, 2012), em que se busca representar a variação na taxa de crescimento dentro de qualquer classe diamétrica (VANCLAY, 1994).

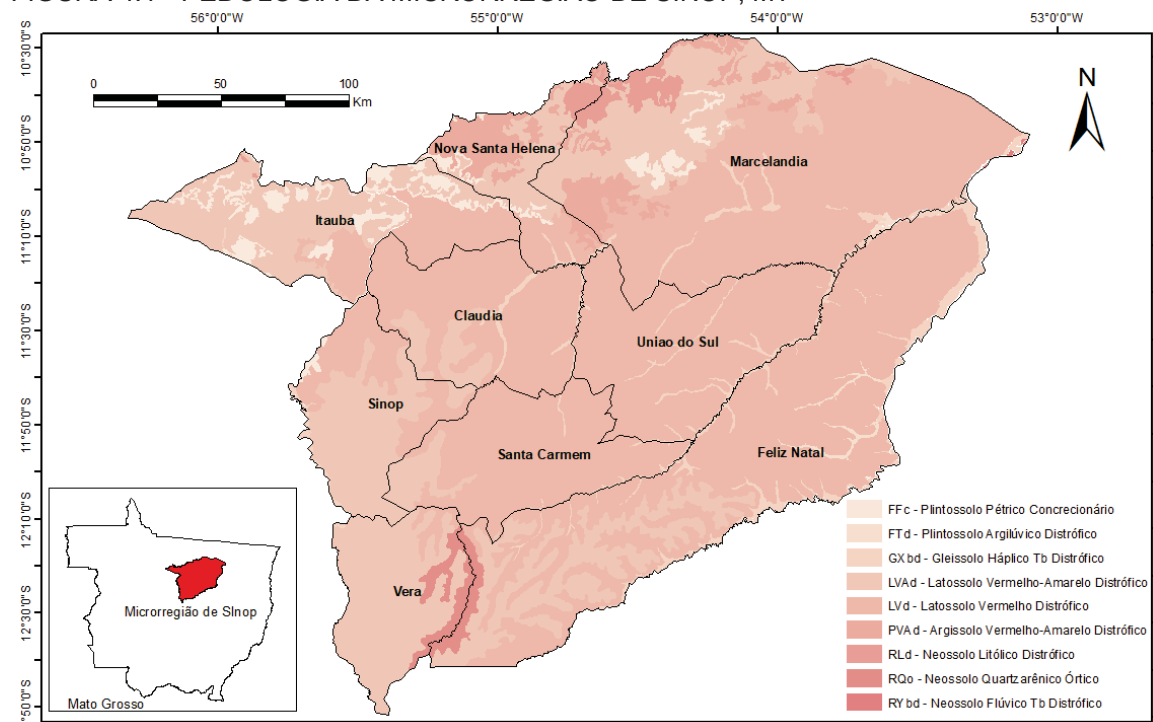
4 ÁREA, ESPÉCIES E DADOS EM ESTUDO

4.1 LOCAL DE ESTUDO

O trabalho foi desenvolvido na microrregião de Sinop, estado de Mato Grosso (FIGURA 4.1), localizada ao Norte do estado e composta por nove municípios. O estado de Mato Grosso foi o maior produtor de madeira em toras provenientes da Floresta Amazônica em 2017, produzindo aproximadamente 4 milhões de metros cúbicos, equivalentes a 580 milhões de reais (IBGE, 2017). Por sua vez, a microrregião de Sinop foi a maior produtora de madeira tropical em 2010, contando com 117 empresas que consumiram 701 milhões de m³ em toras de madeira tropical e gerando 7.944 empregos diretos e indiretos (HUMMEL et al., 2010).

A microrregião está inserida nas bacias hidrográficas do baixo Xingu e alto Juruena e é caracterizada por relevo plano e clima do tipo Aw, tropical com estação seca no período entre outono e inverno (ALVARES et al., 2013). Os solos são predominantemente do tipo Latossolo (IBGE, 2000).

FIGURA 4.1 - PEDOLOGIA DA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT



FONTE: IBGE, 2000.

As florestas da microrregião pertencem à Amazônia Legal e sua vegetação é classificada como zona de transição entre Floresta Ombrófila Aberta e Floresta Estacional Decidual, sendo a maior microrregião composta por florestas desta tipologia (IBGE, 1992; SIVAM, 2002). A tipologia apresenta grande potencial para uso múltiplo, com espécies com potencial madeireiro, como *Mezilaurus itauba* (Meisn.) Taub. ex Mez e *Dipteryx odorata* (Aubl.) Willd. e os gêneros *Nectandra* Rol. ex Rottb., *Ocotea* Aubl. e *Aspidosperma* Mart. & Zucc., além de frutíferas com grande apreciação popular, como pequi e pitomba (ARAÚJO et al., 2009).

4.2 ESPÉCIES AVALIADAS

As espécies escolhidas para serem estudadas neste trabalho foram *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F. Macbr., *Erismia uncinatum* Warm., *Hymenolobium excelsum* Ducke e *Trattinnickia burserifolia* Mart. Estas espécies representam em conjunto 25% do volume comercial explorado na microrregião de Sinop, MT, segundo maior polo de produção de madeira tropical do Brasil (RIBEIRO et al., 2016).

4.2.1 *Apuleia leiocarpa*

A. leiocarpa (Fabaceae Lindl.) é uma espécie nativa e não endêmica do Brasil, sendo encontrada em todos os estados, com exceção de Roraima e Amapá (LIMA, 2015). É conhecida popularmente como garapeira, garapa, grápia, amarelão, garrote, gema-de-ovo, maratoá, muirajuba ou muiratauá (IPT, 2018). É decídua, monoica e seus principais vetores de polinização são as abelhas (CARVALHO, 2003). Pertence ao grupo ecológico das secundárias iniciais (AMARAL et al., 2009), apresentando regeneração abundante nas florestas secundárias, povoando com facilidade as capoeiras e roças abandonadas (CARVALHO, 2003). Sua madeira apresenta cerne bege amarelado ou amarelo levemente rosado, alburno branco amarelado e densidade básica de $0,83 \text{ g cm}^{-3}$ (MAINIERI; CHIMELO, 1989). É amplamente utilizada na indústria, especialmente em Santa Catarina (CNCFlora, 2012), e para marcenaria, móveis, dormentes, embarcações, postes e estacas (MAINIERI; CHIMELO, 1989). No livro vermelho da flora do Brasil consta como espécie vulnerável,

sendo recomendado seu monitoramento visando estabilizar a população e a implementação do seu manejo sustentável (CNCFlora, 2012).

4.2.2 *Erisma uncinatum*

E. uncinatum (Vochysiaceae A.St.-Hil.) é nativa e não endêmica do Brasil, ocorrendo em florestas de terra-firme nos estados do Acre, Amazonas, Amapá, Pará, Rondônia, Maranhão e Mato Grosso (SOUZA et al., 2018). Popularmente, é conhecida como bruteiro, cachimbo-de-jabuti, cambará, cambará-rosa, cedrilho, jaboti, jaboti-da-terra-firme, quaruba-vermelha, quarubarana, quarubatinga ou verga-de-jabuti (IPT, 2018). Pertence ao grupo ecológico das secundárias tardias (AMARAL et al., 2009), sendo perenefólia, heliófita até ciófito e seletiva xerófita (EMBRAPA, 2018). A densidade da madeira é de 0,59 g cm⁻³, o cerne possui coloração róseo acastanhado ou bege amarelado e o alburno é pouco diferenciado, com coloração acinzentada (MAINIERI; CHIMELO, 1989). É utilizada na construção civil, para esquadrias, ripas e utilidades gerais e em mobiliários (IPT, 2018).

4.2.3 *Hymenolobium excelsum*

H. excelsum (Fabaceae) é nativa e endêmica no Brasil, onde ocorre em florestas de terra-firme e pluvial no Amazonas e no Pará (LIMA, 2015), havendo registros de ocorrência também em Mato Grosso (Xiloteca Calvino Mainieri), Rondônia (Herbário Dr. Ary Tupinambá Penna Pinheiro; Herbário Rondoniense; e Roraima (Herbário do Museu Integrado de Roraima), conforme a rede *SpeciesLink* (2018). Popularmente, é conhecida como angelim-pedra, angelim, angelim-amarelo, angelim-da-mata, angelim-do-pará, angelim-macho ou mirarema (SOUZA; CAMARGOS, 2002). Trata-se de uma espécie secundária tardia (AMARAL et al., 2009), que costuma ocupar o estrato emergente do dossel (SILVA; CARVALHO; LOPES, 1985). Sua madeira é considerada pesada, com densidade entre 0,60 e 0,90 g cm⁻³ (MELO; GOMES, 1979), sendo amplamente utilizada nas construções civil e naval (CNCFlora, 2012). O cerne é de coloração avermelhada e diferenciado do alburno, caracterizado pela coloração acinzentada (MELO; GOMES, 1979). Foi listada como espécie vulnerável no livro vermelho da flora do Brasil, sendo recomendados estudos

populacionais e genéticos e maior fiscalização da retirada da madeira (CNCFlora, 2012).

4.2.4 *Trattinnickia burserifolia*

T. burserifolia (Burseraceae Kunth) é nativa e não endêmica no Brasil, ocorrendo nos estados do Acre, Amapá, Amazonas, Mato Grosso, Pará e Rondônia (IPT, 2018). Pertence ao grupo das secundárias tardias (AMARAL et al., 2009) sendo conhecida popularmente como amescla, almesclão, amesclão, breu, breu-preto, breu-sucuruba, breu-sucuuba, mangue, mescla, morcegueira, sucuruba ou sucurubeira (IPT, 2018). A madeira é considerada leve, com densidade de $0,52 \text{ g cm}^{-3}$ e o cerne e alborno são pouco distintos (SOUZA; CAMARGOS, 2002). É utilizada na construção civil, para cordões, guarnições, forros, rodapés e lambris, para confecção de mobiliário e para lâminas decorativas (IPT, 2018).

4.3 DESCRIÇÃO DOS DADOS

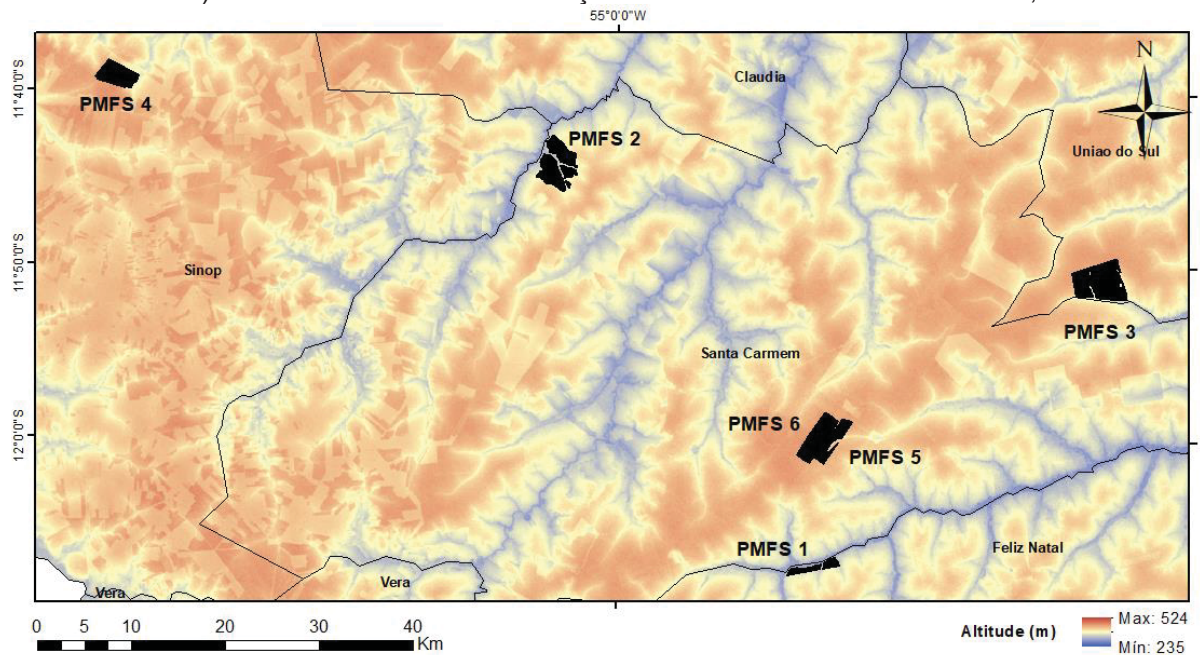
Foram utilizados dados cedidos por uma empresa que presta consultoria florestal, com autorização dos proprietários das terras. Todos os inventários foram coordenados pelo mesmo engenheiro florestal, garantindo maior homogeneidade na metodologia e redução de erros que possam estar associados às mensurações das árvores por diferentes equipes de campo.

4.3.1 Inventários a 100%

Foram analisadas seis áreas na microrregião de Sinop (FIGURA 4.2) inseridas em planos de manejo florestal sustentável (PMFS) autorizados pela Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SEMA-MT). Foram obtidos dados provenientes de censos florestais pré-exploratórios executados entre os anos 2011 e 2014. Estas informações são utilizadas pelos órgãos ambientais para autorizar e monitorar os PMFS. As florestas dos PMFS 2 e 4 foram submetidas ao manejo seletivo de algumas espécies de porte comercial há aproximadamente 30 anos, conforme relato dos proprietários. Não foi possível levantar precisamente as espécies e a taxa de

exploração ocorrida, mas de acordo com o que era usual na época, a extração ocorreu de forma aleatória, remanescendo aproximadamente 20% das árvores de porte comercial.

FIGURA 4.2 - ÁREA DE ESTUDO COM SEIS FLORESTAS INVENTARIADAS A 100% (DAP \geq 40 cm) EM FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT



FONTE: A autora (2019). Dados de altitude provenientes de Miranda (2005).

Nos inventários, foram mensuradas todas as árvores com DAP \geq 40 cm, sendo as alturas comerciais estimadas visualmente. As árvores foram identificadas, codificadas e georreferenciadas. As espécies foram identificadas em campo e, em caso de dúvidas, especialistas foram consultados para confirmação da classificação ao menor nível taxonômico possível. Os nomes científicos foram consultados no site do Missouri Botanical Garden (MOBOT, 2017).

As áreas dos seis inventários foram subdivididas em unidades amostrais de 1 ha para a análise da estrutura horizontal. Este procedimento foi realizado em Sistema de Informação Geográfica, gerando-se uma malha de 100 m x 100 m, sendo descartadas parcelas não inseridas em sua totalidade nos talhões. De 6.190 ha de áreas com inventários a 100%, restaram 5.432 ha para a análise (TABELA 4.1). Foram avaliadas cerca de 125 mil árvores com DAP \geq 40 cm.

TABELA 4.1 - CARACTERÍSTICAS DAS ÁREAS DOS PLANOS DE MANEJO FLORESTAL DOS QUAIS FORAM OBTIDOS OS DADOS DOS CENSOS FLORESTAIS PRÉ-EXPLORATÓRIOS (DAP \geq 40 CM) EM FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT

PMFS	Município	Parcelas	Altitude (m)	Fisionomia	Solos	Latitude	Longitude	N ha ⁻¹
1	Santa Carmem	265	328	Mata de várzea	LV _d + GX _{bd}	12°07'18" S	54°48'21" W	25,86
2	Santa Carmem	1.305	342	Mata de terra-firme	LV _d	11°44'14" S	55°03'31" W	24,36
3	União do Sul	1.726	371	Mata de terra-firme	LV _d	11°50'44" S	54°31'41" W	21,46
4	Sinop	759	387	Mata de terra-firme	LVA _d + LV _d	11°39'30" S	55°29'34" W	20,89
5	Santa Carmem	475	387	Mata de terra-firme	LV _d	11°59'57" S	54°47'19" W	25,97
6	Santa Carmem	902	381	Mata de terra-firme	LV _d	11°59'49" S	54°48'14" W	23,70

FONTE: A autora (2019). Dados de altitude provenientes de Miranda (2005) e de solos do IBGE (2000).
 NOTA: Solos predominantes nas áreas de estudo, sendo LV_d Latossolo Vermelho Distrófico típico de textura argilosa a média, GX_{bd} Gleissolo Háptico Tb Distrófico típico indiscriminada e LVA_d Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico de textura argilosa e muito argilosa (IBGE, 2000; escala = 1:250.000). N ha⁻¹ = número de árvores por hectare.

4.3.2 Inventários amostrais

No ajuste das funções densidade de probabilidade, também foram utilizados dados de parcelas amostrais de 0,25 ha (10 m x 250 m) para complementar as densidades das árvores de classes diamétricas com menores dimensões ($20 \leq \text{DAP} \leq 40$ cm), não abrangidas no inventário a 100%. Estas parcelas foram obtidas em quatro propriedades com PMFS aprovados e localizadas nos municípios de Santa Carmem e Feliz Natal, MT. Todas as árvores com DAP ≥ 20 cm foram mensuradas. Ao todo, foram utilizados os dados de 138 parcelas amostrais, somando 36 ha inventariados.

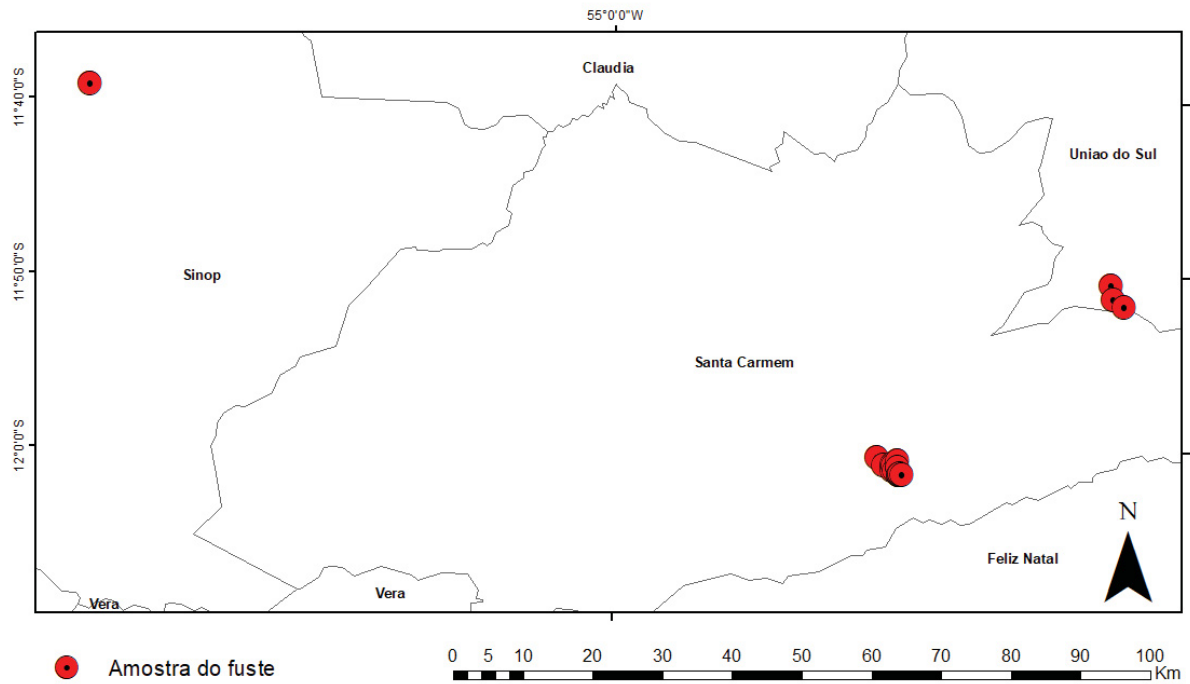
4.3.3 Parcelas permanentes

Foram utilizados dados de crescimento provenientes de quatro parcelas permanentes de 50 ha (1.000 m x 500 m) instaladas em áreas com PMFS aprovados e localizadas na microrregião de Sinop nos municípios de União do Sul e Feliz Natal, MT. Estas parcelas foram instaladas em 2006 e todas as árvores com DAP ≥ 35 cm foram identificadas, georreferenciadas e codificadas, sendo mensurados os diâmetros (DAP) e estimadas visualmente as alturas comerciais. Em 2007, houve manejo destas florestas, sendo removidas aproximadamente 60% das árvores de porte comercial (DAP ≥ 50 cm), conforme autorização de exploração emitida pelo órgão fiscalizador competente. Em 2013, foi realizada remedição, registrando-se o DAP e as alturas comerciais das árvores remanescentes. O incremento periódico anual foi calculado pela divisão da diferença entre medições pelo período decorrido (6 anos).

4.3.4 Amostras de fustes

Foram coletadas seções cilíndricas do fuste (discos) no sentido transversal, com espessura de aproximadamente 5 cm, de árvores provenientes de diferentes florestas na microrregião de Sinop, com PMFS autorizado pelo órgão fiscalizador competente. Estas amostras foram removidas da base da primeira tora comercial disponível, aproximadamente a 1 m acima do solo, ou imediatamente acima das sapopemas. Foram coletadas 9 amostras de *A. leiocarpa*, 10 de *E. uncinatum*, 13 de *H. excelsum* e 11 de *T. burserifolia* (FIGURA 4.3). Para 65% das amostras, foram recuperados os dados de DAP, altura comercial e coordenadas geográficas provenientes dos inventários pré-exploratórios.

FIGURA 4.3 - MAPA DE LOCALIZAÇÃO DAS AMOSTRAS DE FUSTES COLETADAS EM FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT



FONTE: A autora (2019).

5 CAPÍTULO I: ESTRUTURA DO ESTRATO ARBÓREO NA FLORESTA AMAZÔNICA DE TRANSIÇÃO: ESTUDO COMPARATIVO

RESUMO

No presente capítulo, o objetivo foi descrever a composição florística da Floresta Amazônica de Transição e avaliar se as espécies arbóreas mais abundantes são comuns ao longo da microrregião, visto que se trata de um ecótono em que ocorre o contato entre duas tipologias, o que sugere alta complexidade florística. A análise florística foi realizada utilizando dados de seis inventários a 100% considerando todas as árvores com diâmetro a 1,30 m acima do solo (DAP) ≥ 40 cm, somando-se 5.432 ha amostrados. As áreas de estudo foram comparadas quanto ao estoque, riqueza florística e valor de importância das espécies mais abundantes. O índice de Morisita e a análise de agrupamento das variáveis de estrutura horizontal foram utilizados para testar a similaridade florística. Também foi analisada a alternância do valor de importância das espécies nos estratos superior e médio. Diferenças entre áreas de estudo foram detectadas quanto ao estoque de árvores e à riqueza florística. Entretanto, elas apresentaram similaridade florística de no mínimo 75%, tendo sido identificados três clusters estruturais. Alternâncias de dominância nos estratos médio e superior foram registradas para algumas espécies. Apesar de ser um ecótono, o estrato arbóreo da Floresta Amazônica de Transição é composto pelas mesmas espécies dominantes, possibilitando a aplicação de resultados em uma escala de abordagem mais ampla.

Palavras-chave: Estrutura horizontal. Similaridade. Estágios sucessionais.

CHAPTER I: TREE STRATA STRUCTURE IN AN ECOTONE AMONG AMAZON FOREST TYPES: A COMPARATIVE STUDY

ABSTRACT

In this chapter the aim was to describe the structural composition of the Transitional Amazonian Forest and to evaluate whether the most abundant tree is the same throughout the micro-region, as it is an ecotone composed by two forest types and high composition complexity is expected. Horizontal structure analysis occurred using six 100% inventories data considering all trees with 1.30 m diameter above the ground ≥ 40 cm, totalizing 5,432 ha. The study areas were compared in terms of tree density, number of species and importance value of the most abundant species. The Morisita index and the cluster analysis tested the forests similarity. It was also evaluated importance value of species in the middle and upper strata. Differences between study areas were detected regarding tree density and number of species. However, the forests presented more than 75% similarity and were grouped in 3 structural clusters. Some species showed alternations of dominance in the middle and upper strata. Although it is an ecotone, tree strata presented a structural pattern, where the same species dominate large areas, allowing us to apply results in a huge scale of approach.

Keywords: Forest structure. Similarity. Successional stages.

5.1 INTRODUÇÃO

A compreensão do funcionamento das florestas tropicais é dificultada por sua diversidade, devido ao amplo número de espécies de diferentes portes e padrões que as compõem (VANCLAY, 1994). Para uma melhor caracterização, deve-se analisar a heterogeneidade ambiental em uma escala apropriada (SILVA et al., 2014). Estudos que descrevam a preferência de grupos de espécies em determinadas condições podem permitir interpolar distribuições e composições florísticas em escalas relevantes, mesmo com dados escassos (CONDIT et al., 2002), o que se torna interessante devido à ampla extensão das florestas naturais e dificuldade de acesso em algumas regiões. Segundo Barker et al. (2002), a caracterização apenas das espécies arbóreas dominantes seria suficiente para se compreender a composição e a estrutura de uma floresta.

As tipologias da Floresta Amazônica diferem principalmente em estrutura e fisionomia, sendo que as mesmas formações ocorrem em sítios similares, mesmo que não contínuos (WHITMORE, 1990). São encontrados na literatura diversos estudos florísticos ao longo do território da Amazônia (FERREIRA, 2000; VAN ANDEL, 2001; ZENT e ZENT, 2004; WITTMANN; JUNK; PIEDADE, 2004; VAN GARDINGEN; VALLE; THOMPSON, 2006; PINHEIRO et al., 2007; CORONADO et al., 2009; MYSTER, 2009; ASSIS; WITTMANN, 2011; QUESADA et al., 2012; SILVA et al., 2014; HIGGINS et al., 2015; TARGHETTA et al., 2015; BENTOS et al., 2017), porém, poucos foram realizados na Floresta Amazônica de Transição (ARAÚJO, 2009; OLIVEIRA, 2014).

A alta representatividade da Floresta Amazônica de Transição e da microrregião de Sinop torna a compreensão dos padrões de composição e estrutura das florestas produtivas extremamente importantes para o planejamento do manejo florestal sustentável, bem como para a implantação de políticas públicas que regulem a atividade madeireira na região. Entretanto, a alta diversidade das florestas tropicais aliada à influência de duas tipologias distintas gera questionamentos sobre a homogeneidade florística e a aplicabilidade de modelos que representem a tipologia ao longo de sua extensão.

Portanto, o objetivo neste capítulo foi descrever a estrutura horizontal do estrato arbóreo na Floresta Amazônica de Transição, testando as hipóteses de que a

estrutura florística da tipologia é representada pelas mesmas espécies principais ao longo de sua extensão e de que existem diferenças na composição dos estratos médio e superior da floresta.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

Neste capítulo foram utilizados os dados das parcelas de 1 ha referentes aos inventários a 100% (tópico 4.3.1).

5.2.1 Comparação entre áreas de estudo

As medianas dos estoques em densidade e área basal foram comparadas entre áreas de estudo por meio do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ($p \leq 0,05$) para distintos tamanhos amostrais.

Visando comparar a riqueza florística entre os talhões, foram construídas curvas de rarefação baseadas no tamanho da amostra, com suas respectivas extrapolações, utilizando o pacote iNEXT (HSIEH; MA; CHAO, 2015) no *software* R (RSTUDIO TEAM, 2015). Esta análise é baseada no número de espécies registradas em função do esforço amostral e permite comparar estatisticamente a riqueza de espécies entre áreas com distintos tamanhos amostrais (MAGURRAN, 2004; CHAO et al., 2014). As curvas de rarefação e de cobertura amostral foram construídas com intervalos de confiança ao nível de significância de 95% ($p \leq 0,05$), utilizando reamostragem dos dados pelo método *Bootstrap* paramétrico com 200 interações (CHAO et al., 2014). As áreas de estudo, cujos intervalos de confiança da curva de rarefação não se sobrepuseram, foram consideradas estatisticamente distintas quanto às suas riquezas florísticas.

A análise da estrutura horizontal de cada área de estudo foi realizada pelos critérios de densidade, frequência e dominância, sendo gerado o valor de importância (VI) das espécies em cada parcela, conforme as equações (5.1), (5.2), (5.3) e (5.4), descritas por Cottam e Curtis (1956).

$$DR_i = \frac{n_i}{N} \times 100 \quad (5.1)$$

$$DoR = \frac{g_i}{G} \times 100 \quad (5.2)$$

$$FR_i = \frac{\frac{U_i}{U_t}}{\sum_{i=1}^S \frac{U_i}{U_t}} \cdot 100 \quad (5.3)$$

$$VI_i(\%) = \frac{DR_i + DoR_i + FR_i}{3} \quad (5.4)$$

Em que:

DR_i = densidade relativa da *i*-ésima espécie (%)

n_i = número total de indivíduos amostrados da *i*-ésima espécie ha⁻¹

N = número total de indivíduos amostrados de todas as espécies ha⁻¹

DoR = dominância relativa (%)

g_i = área transversal da *i*-ésima espécie (m² ha⁻¹)

G = somatório da área transversal de todas as espécies em (m² ha⁻¹)

FR_i = frequência relativa da *i*-ésima espécie (%)

U_i = número de parcelas com ocorrência da *i*-ésima espécie

U_t = número total de parcelas

$VI_i(\%)$ = valor de importância da *i*-ésima espécie (%)

5.2.2 Análise de agrupamento e índice de similaridade

Foi realizada análise de agrupamento das variáveis densidade, frequência e dominância das espécies, com o objetivo de identificar possíveis grupos de diversidade florística entre as áreas de estudo. O quadrado da distância euclidiana foi adotado como medida de dissimilaridade entre áreas e o método empregado para definição dos clusters foi o de Ward. Os grupos foram estabelecidos pelo corte do dendrograma na metade do quadrado da distância euclidiana.

As florestas em estudo são destinadas à produção (TABELA 4.1) e, portanto, foram consideradas como mais importantes as espécies madeireiras mais abundantes. Utilizou-se o índice de similaridade proposto por Morisita (1959) para a

comparação entre a composição florística das áreas em estudo, conforme equação (5.5). Neste índice, o maior peso é dado para as espécies mais abundantes (MAGURRAN, 2004), o que o torna menos sensível ao tamanho amostral, conforme descrito por Wolda (1981). O índice considera a abundância relativa e a composição de espécies para comparar duas amostras.

$$C_{\lambda} = \frac{2 \sum n_{1i} n_{2i}}{(\lambda_1 + \lambda_2) N_1 N_2} \quad (5.5)$$

Em que:

C_{λ} = índice de Morisita

$$\lambda_j = \frac{\sum n_{ji}(n_{ji}-1)}{N_j(N_j-1)}$$

n_{ji} = número de indivíduos da i -ésima espécie na amostra j

N_j = número total de indivíduos na amostra j

5.2.3 Composição dos estratos arbóreos

As árvores foram agrupadas de acordo com seus respectivos diâmetros a 1,30 m do solo (DAP) em estrato médio ($40 \leq \text{DAP} < 60$ cm) e estrato superior ($\text{DAP} \geq 60$ cm), considerando a relação entre diâmetro e estrato atingido (DANIEL et al., 1979; FELFILLI, 1997; ASNER et al., 2002; FELDPAUSCH et al., 2011; BRAZ et al., 2015). A composição dos estratos foi analisada pela alternância do valor de importância (equação 5.4) das 15 espécies de maior abundância nos PMFS. Para esta análise, foram considerados em conjunto os dados de todas as áreas de estudo.

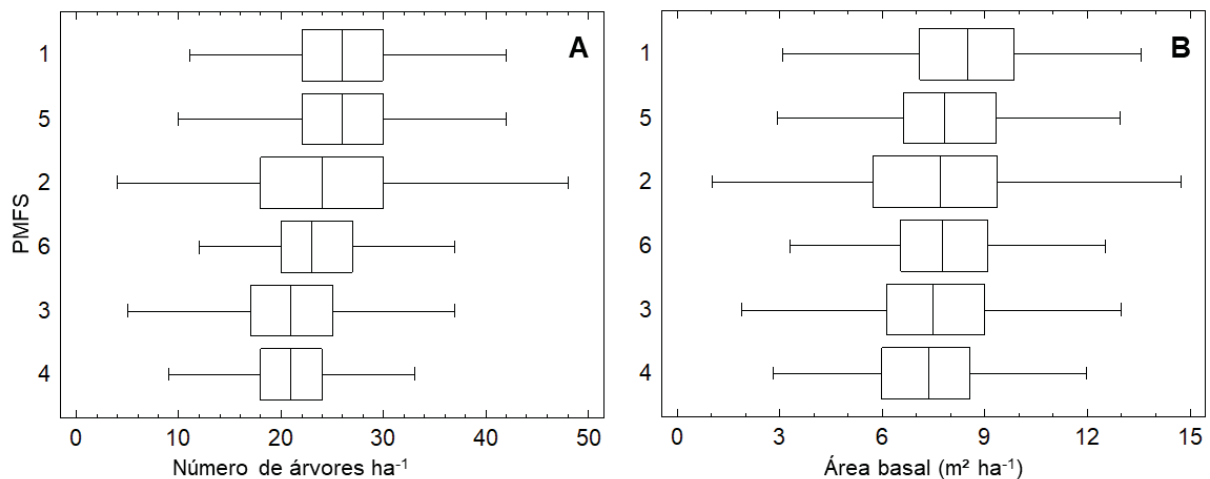
5.3 RESULTADOS

5.3.1 Descrição comparativa dos estoques

Foram detectadas, pelo teste de Kruskal-Wallis ($p \leq 0,05$), diferenças estatísticas entre as áreas de estudo quanto ao estoque de árvores com $\text{DAP} \geq 40$ cm

(FIGURA 5.1), sendo observada maior variação (densidade e área basal) no PMFS 2. As áreas mais densas foram as dos PMFS 1 e 5 (FIGURA 5.1a). Quanto à área basal, os PMFS 1 e 4 se destacaram por apresentarem maior e menor estoques, respectivamente (FIGURA 5.1b).

FIGURA 5.1 - BOX-PLOT DO NÚMERO DE INDIVÍDUOS (A) E ÁREA BASAL (B) DAS ÁRVORES PRESENTES EM PLANOS DE MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL (PMFS) EM FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT (DAP \geq 40 cm)

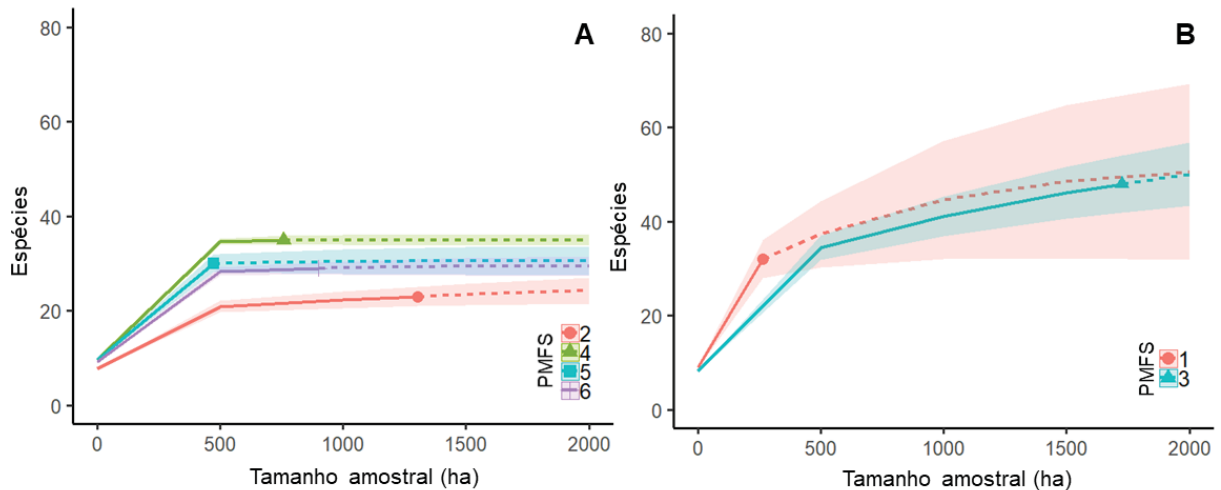


FONTE: A autora (2019).

NOTA: Letras distintas indicam diferenças estatísticas entre PMFS pelo teste de Kruskal-Wallis ($p \leq 0,05$).

Ao todo, foram encontradas 57 espécies (DAP \geq 40 cm) arbóreas nos PMFS. As curvas de rarefação da riqueza de espécies por esforço amostral das áreas dos PMFS 2, 4, 5 e 6 atingiram valores assintóticos (FIGURA 5.2a) com cerca de 500 ha amostrados. A área do PMFS 2 apresentou menor riqueza florística, com 23 espécies, sendo três pouco frequentes, presentes em no máximo uma ou duas parcelas de um hectare (*singletons* e *doubletons*, respectivamente). As áreas dos PMFS 5 e 6, semelhantes quanto à riqueza florística devido à sobreposição de suas curvas de rarefação, atingiram a assíntota com cerca de 30 espécies, sendo apenas duas pouco frequentes. A área do PMFS 4 foi a que apresentou a maior riqueza florística dentre as áreas que apresentaram assíntota, com cerca de 35 espécies encontradas, sendo um *singleton*. As curvas de rarefação das áreas dos PMFS 1 e 3 não atingiram o valor assintótico, indicando potencial para ocorrência de mais de 40 espécies na área amostrada (FIGURA 5.2b). Foram encontradas 7 e 19 espécies pouco frequentes (*singletons* e *doubletons*) nos PMFS 1 e PMFS 3, respectivamente.

FIGURA 5.2 - CURVAS DE RAREFAÇÃO DA RIQUEZA DE ESPÉCIES EM FUNÇÃO DO ESFORÇO AMOSTRAL (DAP ≥ 40 cm) EM FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT, QUE ATINGIRAM O VALOR ASSINTÓTICO (A) E DAS QUE NÃO ATINGIRAM (B)



FONTE: A autora (2019).

NOTA: linhas pontilhadas representam a extrapolação da riqueza de espécies aos tamanhos amostrais maiores e as áreas sombreadas são os intervalos de confiança das curvas de rarefação.

As áreas de estudo apresentaram particularidades quanto ao valor de importância (VI) das 15 espécies mais abundantes. *Ruizterania albiflora* (Warm.) Marc.-Berti, *Erisma uncinatum* Warm. e *Trattinnickia burserifolia* Mart. foram as espécies dominantes na maioria das áreas de estudo (TABELA 5.1). Na área do PMFS 1, *E. uncinatum* apresentou maior índice de importância, enquanto para as demais áreas foi *R. albiflora*. Embora a diferença entre a importância de *R. albiflora* e *E. uncinatum* para o PMFS 1 seja pequena (cerca de 8%), nas demais áreas esta diferença foi de no mínimo 24%. A importância de *R. albiflora* se destacou no PMFS 2, apresentando VI três vezes maior do que *E. uncinatum*, segunda espécie de maior importância.

Valores distintos também foram encontrados para *G. glabra* nos PMFS 1 e 2, tendo características opostas nas duas áreas. No PMFS 1, foram encontrados poucos indivíduos da espécie ($0,5 \text{ árvores ha}^{-1}$), enquanto para o PMFS 2 a densidade de indivíduos foi maior do que nos outros locais, chegando a aproximadamente seis árvores ha^{-1} .

Destacaram-se, também, *T. burserifolia* e *Mezilaurus itauba* (Meisn.) Taub. ex Mez. Nos PMFS 1 e 2, *T. burserifolia* apresentou valores de importância mais baixos. O VI de *M. itauba* se destacou no PMFS 1, onde foi registrado o dobro de indivíduos (quatro árvores ha^{-1}) quando comparado aos outros locais.

TABELA 5.1 - VALOR DE IMPORTÂNCIA (%) PARA AS 15 ESPÉCIES COM MAIOR RELEVÂNCIA (DAP \geq 40 cm) EM FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT

Espécie	PMFS					
	1	2	3	4	5	6
<i>Ruizterania albiflora</i>	19,05	24,74	17,81	16,30	27,51	25,07
<i>Erismia uncinatum</i>	20,26	8,19	12,69	15,00	10,55	11,63
<i>Trattinnickia burserifolia</i>	7,35	9,90	11,66	13,84	10,53	13,68
<i>Goupia glabra</i>	2,54	20,70	9,48	8,69	9,69	11,23
<i>Mezilaurus itauba</i>	13,54	6,63	3,60	8,44	4,45	3,99
<i>Dipteryx odorata</i>	5,94	2,84	3,56	5,62	3,11	2,81
<i>Sextonia rubra</i>	4,91	5,50	2,24	4,31	3,10	3,50
<i>Apuleia leiocarpa</i>	4,12	3,61	1,47	1,67	4,04	5,33
<i>Abarema jupunba</i>	1,14	2,20	2,55	2,97	4,33	4,26
<i>Jacaranda copaia</i>	4,27	2,25	1,96	1,21	3,48	2,54
<i>Vochysia maxima</i>	1,53	1,42	2,22	1,80	3,92	3,70
<i>Parkia</i> spp.	1,83	2,23	2,20	2,47	1,92	1,69
<i>Hymenolobium excelsum</i>	2,31	1,86	2,25	2,67	1,14	1,40
<i>Micropholis venulosa</i>	4,63	0,01	0,87	0,04	2,41	0,46
<i>Enterolobium schomburgkii</i>	1,56	1,24	0,98	1,29	1,54	1,41

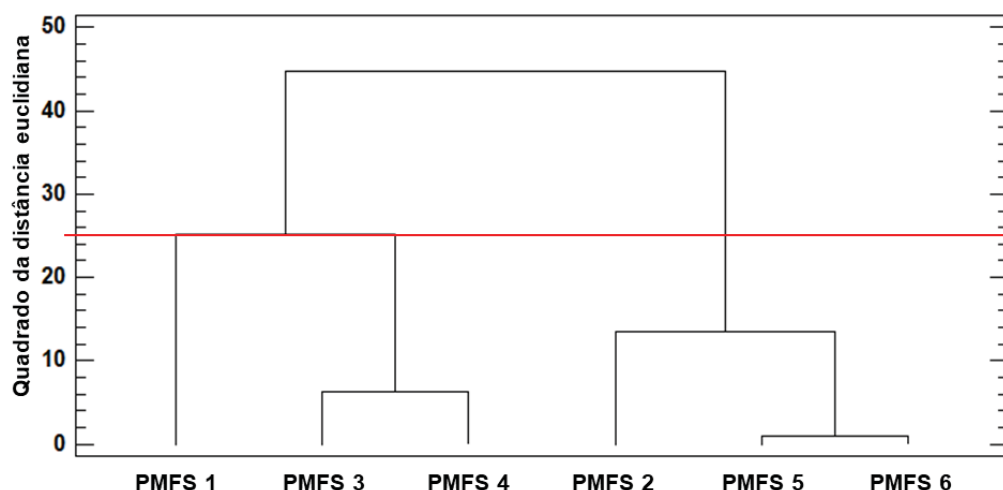
FONTE: A autora (2019).

NOTA: PMFS = Plano de Manejo Florestal Sustentável.

5.3.2 Agrupamento e similaridade das áreas em estudo

Foram observados três grupos florísticos distintos (FIGURA 5.3), em que a área do PMFS 1 foi separada das demais, considerando-se o ponto de corte como a metade da distância euclidiana ao quadrado.

FIGURA 5.3 - DENDROGRAMA DE AGRUPAMENTO DE ÍNDICES FLORÍSTICOS (DAP \geq 40 cm), POR CLUSTER, EM FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT, UTILIZANDO O MÉTODO DE WARD E A DISTÂNCIA EUCLIDIANA AO QUADRADO



FONTE: A autora (2019).

NOTA: em vermelho, linha de corte determinada pela metade do quadrado da distância euclidiana.

Pelo índice de similaridade de Morisita (TABELA 5.2), as seis áreas de estudo apresentaram entre 75% e 99% de similaridade entre si. Os PMFS 5 e 6 foram os mais similares entre si e os PMFS 1 o de menor similaridade com as outras áreas.

TABELA 5.2 - SIMILARIDADE ENTRE ÁREAS DE ESTUDO LOCALIZADAS EM FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT, PELO ÍNDICE DE MORISITA

Morisita (%)	PMFS 2	PMFS 3	PMFS 4	PMFS 5	PMFS 6
PMFS 1	77	87	89	84	84
PMFS 2		93	85	92	94
PMFS 3			96	94	97
PMFS 4				85	90
PMFS 5					99

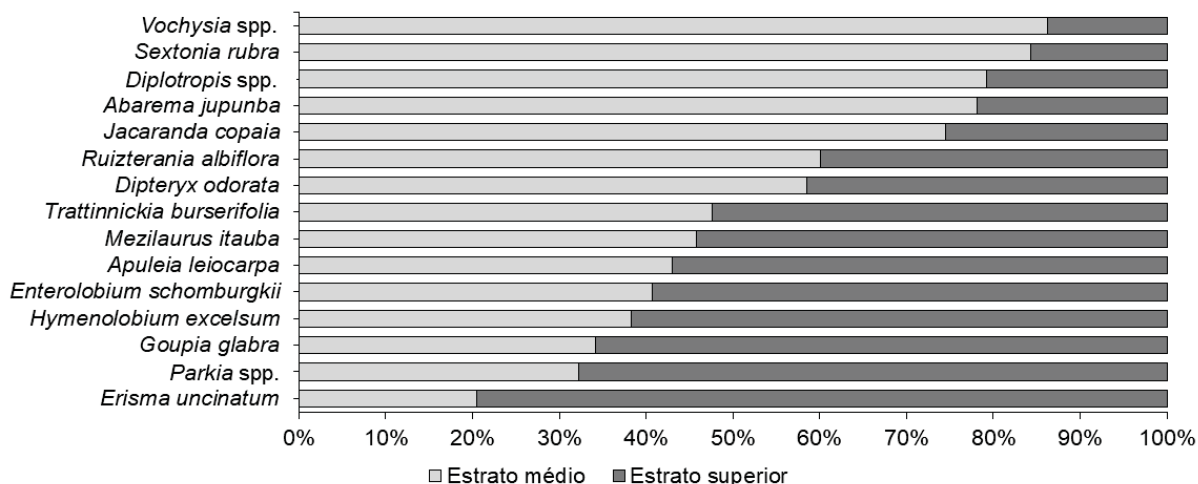
FONTE: A autora (2019).

NOTA: PMFS = plano de manejo florestal sustentável (TABELA 4.1).

5.3.3 Dominância das espécies nos estratos arbóreos

As espécies com maior VI no estrato superior foram *T. burserifolia*, *M. itauba*, *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F. Macbr., *Enterolobium schomburgkii* (Benth.) Benth., *Hymenolobium excelsum* Ducke, *G. glabra*, *Parkia* spp. e *E. uncinatum* (FIGURA 5.4). No estrato médio, destacaram-se *Vochysia maxima* Ducke, *Micropholis venulosa* (Mart. & Eichler) Pierre e *Sextonia rubra* (Mez) van der Werff, com VI cinco vezes maiores do que as mesmas espécies no estrato superior.

FIGURA 5.4 - PROPORÇÃO DO VALOR DE IMPORTÂNCIA DAS PRINCIPAIS ESPÉCIES NOS ESTRATOS MÉDIO E SUPERIOR EM FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT



FONTE: A autora (2019).

5.4 DISCUSSÃO

5.4.1 Respostas das espécies à estrutura florestal e fatores ambientais

Maiores riqueza florística, densidade de indivíduos e área basal observadas no PMFS 1 (FIGURAS 5.1 e 5.2b) podem ser decorrentes de uma Mata de várzea (TABELA 4.1) em uma região onde a sazonalidade climática com estação seca definida (ALVARES et al., 2013) pode ser restritiva para o desenvolvimento de muitas espécies. Segundo Keddy (2005), a maior disponibilidade de umidade, em geral, contribui para a maior diversidade nesses ambientes. As formações de florestas pluviais apresentam comportamentos geomorfológicos distintos, devido ao fluxo altamente dinâmico dos rios (WITTMANN; JUNK; PIEDADE, 2004). Além da maior disponibilidade hídrica, a diversidade de ambientes também pode contribuir para o aumento da riqueza florística.

Adicionalmente, diferentes composições de solo podem ser fatores determinantes na estrutura florística, conforme relatado na literatura (QUESADA et al., 2012; SILVA et al., 2014; HIGGINS et al., 2015). As áreas dos PMFS 2, 3, 5 e 6 estão localizadas em Latossolos Vermelhos (TABELA 4.1), caracterizados por baixa fertilidade (IBGE, 2007). Nas áreas dos PMFS 1 e PMFS 4, além de Latossolos Vermelhos, existem frações de Gleissolos (PMFS 1) e de Latossolos Vermelho-

Amarelo (PMFS 4). Estas frações podem justificar a maior riqueza florística encontrada nestas áreas (FIGURAS 5.1a e 5.1b), uma vez que maior heterogeneidade na composição do solo proporciona condições para maior diversidade de espécies se estabelecerem (BURNETT et al., 1998). Entretanto, como o mapa de classificação do solo utilizado no presente trabalho é em escala de 1:250.000 (IBGE, 2000), sugere-se a realização de análise mais detalhada do solo, para melhor compreensão dessas associações.

O maior número de espécies no PMFS 3 pode ser função da maior área amostrada, que possibilitou a inclusão de mais espécies pouco frequentes na região, sendo 14 em no máximo 2 parcelas amostradas, enquanto as demais áreas apresentaram no máximo 7. Segundo Magurran (2004), a diversidade de uma comunidade tende a aumentar com o aumento da intensidade amostral. No entanto, nem sempre o tamanho da área será o único fator para determinação da riqueza florística. Como exemplo, apesar de a área do PMFS 2 ter sido a segunda maior área amostrada, foi a menos rica em número de espécies (TABELA 5.1).

A maior área basal e densidade de indivíduos (FIGURA 5.1) e menor diversidade florística (FIGURA 5.2a) nos PMFS 5 e 6, sugere que nesses ambientes ocorre a dominância do dossel por poucas espécies. Quando algumas espécies são mais eficientes, crescendo mais rapidamente do que outras, elas dominam dosséis fechados (VANCLAY, 1994; KEDDY, 2005). As desigualdades estruturais, que são comuns em florestas com dosséis fechados, resultam principalmente da competição gradual por luz e espaço, em que algumas espécies são suprimidas por falta de luz sob as copas das árvores que alcançaram o dossel superior (ASSMANN, 1970).

Os efeitos dos distúrbios na diversidade das florestas não são necessariamente negativos, mas dependem das intensidades dos mesmos (KAUFMANN; HAUCK; LEUSCHNER, 2017). Isto pode ser inferido pela análise da curva de rarefação da área do PMFS 4 (FIGURA 5.2b), a mais rica dentre as que atingiram a assíntota de riqueza de espécies, e também a única em que foi registrada exploração seletiva de madeira.

Portanto, há indicação de que a exploração da área do PMFS 4 ocorreu a níveis moderados. O rebaixamento da área basal (FIGURA 5.1b) e consequente abertura de clareiras, provavelmente, favoreceu a formação de novas condições ambientais que possibilitaram o ingresso de novas espécies (GÓMEZ-POMPA; WHITMANN, HADLEY, 1991). As clareiras são favoráveis à regeneração natural (BENTOS et al.,

2017; SCHWARTZ; FALKOWSKI; PEÑA-CLAROS, 2017) e às árvores dos estratos médios, permitindo que estas obtenham espaço para alcançar os estratos superiores (ASSMANN, 1970). Entretanto, os valores de importância das espécies dominantes dessa área foram semelhantes aos verificados nas florestas primárias (TABELA 5.1).

Por outro lado, na área do PMFS 2, que também foi submetida à exploração seletiva, a riqueza de espécies foi a menor encontrada dentre as áreas de estudo. Por se tratar de um ambiente mais homogêneo e com solo menos fértil (TABELA 4.1), é provável que não houvesse uma gama tão grande de espécies oportunistas para se estabelecerem nas clareiras geradas pelo manejo, favorecendo aquelas já presentes no ambiente. Por exemplo, *G. glabra*, descrita como uma espécie oportunista de clareiras (JARDIM; MORY, 2001), provavelmente foi favorecida, apresentando valor de importância diferenciado (TABELA 5.1). Adicionalmente, a maior variação do estoque dentro das parcelas de um hectare (FIGURA 5.1) sugere que o manejo não abrangeu a totalidade do talhão. Isto indica que a menor riqueza florística pode ser decorrente das características inerentes ao ambiente em que está inserida, e não consequência do manejo.

Ao comparar os valores de importância (VIs) das espécies do presente trabalho (TABELA 5.1) com estudo florístico realizado em fragmento florestal inserido na mesma tipologia (ARAÚJO et al., 2009), observou-se maior semelhança com as áreas dos PMFS 5 e 6, caracterizados pela ampla dominância do gênero *Qualea* sobre as outras espécies. Esses autores registraram dominância das espécies pioneiras do gênero *Cecropia*, que são espécies oportunistas de clareiras (MARINELLI et al., 2008), indicadoras de alterações antrópicas. Provavelmente, as clareiras justificam também o alto VI da espécie pioneira *Jacaranda copaia* (Aubl.) D. Don, observado por Barbosa et al. (2003), quando comparado aos do presente trabalho.

A análise florística comparativa entre locais indica que algumas espécies são mais sensíveis à maior disponibilidade hídrica em florestas de várzea, enquanto outras aparentemente não são tão afetadas. A análise de agrupamento indicou a afinidade de algumas espécies, como *E. uncinatum*, *M. itauba*, *J. copaia* e *M. venulosa*, ao ambiente aluvial da floresta de várzea, posicionando o PMFS 1 separado das outras áreas (FIGURA 5.3). No entanto, *T. burserifolia*, *G. glabra* e *Abarema jupunba* (Willd.) Britton & Killip aparentam não serem tolerantes às condições de maior umidade do solo. Mathys, Coops e Waring (2014) também observaram diferenças na sensibilidade

entre espécies às flutuações de retenção de água no solo em ambiente com sazonalidade de retenção de água no Oeste da América do Norte. A compreensão da resposta ecofisiológica e morfológica de diferentes espécies às mudanças na disponibilidade de água no solo passa a ser essencial quando se almeja aprimorar modelos preditivos no atual cenário mundial de mudanças climáticas (MATHYS; COOPS; WARING, 2014; MAYORAL et al., 2016).

5.4.2 Similaridade entre áreas descontínuas

A análise de agrupamento indicou padrões de densidade e diversidade florística distintos nos grupos 2 e 3 (FIGURA 5.3). Entretanto, como a maioria das espécies ocorreu nos três grupos, mesmo que em intensidades distintas, era esperado indicativos de elevada similaridade entre áreas, como registrado pelos índices de Morisita (TABELA 5.2). No ambiente mais distinto (PMFS 1), a similaridade com as demais áreas foi superior a 75%, com registro de ocorrência das mesmas espécies dominantes, eventualmente em diferentes proporções. Isto indica que há um padrão comum de composição florística nesta tipologia florestal, mesmo em condições ambientais distintas, sendo observado pelo alto índice de similaridade entre áreas de estudo.

As duas áreas com maior similaridade foram as dos PMFS 5 e 6 (FIGURA 4.2), que são as mais próximas entre si, tratando-se de dois talhões vizinhos. No entanto, não foi observada relação entre distância e similaridade florística entre áreas de estudo. Os PMFS 3 e 4, com 107 km lineares distantes entre si (maior distância entre os PMFS estudados), apresentaram uma das maiores similaridades (96,2%). Coronado et al. (2009) também observaram que a distância não foi fator determinante quando avaliada a similaridade florística, relatando alta similaridade na Floresta Amazônica de Terra-Firme em áreas com distância superior a 500 km. Nestes casos, os autores encontraram relação significativa entre a fertilidade do solo e a composição florística. É possível que no presente trabalho a fertilidade dos solos não seja tão variada entre as áreas de estudo (TABELA 4.1), o que poderia contribuir para a alta similaridade registrada.

A alta similaridade dos PMFS 2 e 4 com relação às demais áreas em estudo indica que o manejo realizado nestas áreas três décadas antes da coleta de dados

não as diferenciou das florestas consideradas primárias, ao menos quando analisadas as espécies dominantes que as compõem. Este resultado ilustra o descrito por Whitmore (1990), que afirmou que as florestas tropicais são fontes renováveis e que podem ser utilizadas e ainda assim continuarão retendo sua diversidade para o benefício contínuo da humanidade, desde que sejam respeitadas taxas que possibilitem a continuidade dos processos dinâmicos inerentes ao ecossistema. Este resultado é um indicativo de que as florestas tropicais são ecossistemas resilientes, capazes de absorver as perturbações a que são submetidos, mantendo as mesmas relações entre as populações (HOLLING, 1973).

5.4.3 Diferença na composição florística entre estratos arbóreos

A análise por estrato florestal revelou alternância de dominância entre espécies (FIGURA 5.4). Estas alternâncias já foram descritas na literatura (WHITTAKER, 1975; OLIVER; LARSON, 1990; O'HARA, 2014) e podem ser decorrentes dos diferentes ciclos de vida das espécies arbóreas. Algumas atingem sua fase sucessional máxima no estrato superior por terem um ciclo de vida mais longo, alcançando maiores diâmetros e altura, como é o caso de *T. burserifolia* (RIBAS et al., 2017). O inverso foi observado para *J. copaia*, espécie pioneira (BARBOSA et al., 2003), que apresenta menor dominância no estrato superior.

O crescimento das espécies tolerantes à sombra é menor e atinge sua culminação em estágios mais avançados do ciclo de vida e em maiores dimensões, quando comparado ao crescimento de espécies intolerantes (ASSMANN, 1970). Desta forma, as espécies tolerantes à sombra têm maiores chances de dominar o estrato superior (NYLAND, 2002). Isto justifica a dominância de *P. pendula*, *A. leiocarpa* e *E. schomburgkii*, que são espécies tolerantes à sombra (SILVA; SOUZA-LIMA, 2013) e são mais abundantes no estrato superior, e também a menor dominância de *A. jupunba*, *Diplotropis* spp. e *J. copaia* no estrato superior (FIGURA 5.4), pois são espécies intolerantes à sombra (PINHEIRO et al., 2007).

5.5 CONCLUSÕES

A Floresta Amazônica de Transição na microrregião de Sinop em Mato Grosso é composta pelas mesmas espécies dominantes ao longo de sua extensão, existindo alta similaridade florística, ainda que cada área apresente estoques e riquezas de espécies distintas.

As particularidades de cada área podem estar associadas aos fatores abióticos que compõem os ambientes em que estão inseridas, como influência aluvial e heterogeneidade dos solos.

A composição florística é distinta nos estratos médio e superior da floresta, provavelmente em função das características biológicas e adaptativas de cada espécie. Desta forma, deve-se avaliar os estratos da floresta separadamente, para a sua melhor compreensão.

O conjunto de análises proposto permitiu delimitar áreas homogêneas, como a Floresta Amazônica de Transição. Os resultados da delimitação podem ser utilizados por órgãos fiscalizadores e manejadores para identificar quais as principais espécies deveriam ser encontradas em determinadas regiões, auxiliando na conservação, no monitoramento e no manejo florestal.

6 CAPÍTULO II: ESTRUTURA DIAMÉTRICA PADRÃO EM ECÓTONO ENTRE TIPOLOGIAS DE FLORESTA AMAZÔNICA

RESUMO

O objetivo neste capítulo foi descrever a estrutura diamétrica de *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F. Macbr., *Erisma uncinatum* Warm., *Hymenolobium excelsum* Ducke e *Trattinnickia burserifolia* Mart na microrregião de Sinop, MT. Foram utilizados dados de inventários a 100% de seis planos de manejo florestal sustentável (PMFS) e de inventários amostrais de quatro PMFS. Seis funções densidade de probabilidade foram ajustadas para cada espécie utilizando o conjunto de dados obtidos na microrregião. Foi testada a aderência das funções aos dados observados em cada inventário a 100% e também ao conjunto total de dados observados por espécie em toda a microrregião, utilizando o teste de Kolmogorov-Smirnov ($\alpha = 0,05$). Mesmo existindo diferenças na densidade de árvores, houve aderência das funções densidade de probabilidade ajustadas para cada espécie, em nível de microrregião, aos dados observados em cada área de estudo. As distribuições de *A. leiocarpa*, *E. uncinatum* e *H. excelsum* são unimodais, enquanto a de *T. burserifolia* segue tendência exponencial negativa. As funções densidade de probabilidade ajustadas poderão ser utilizadas para projeções da produção em nível de microrregião. A diferença estrutural entre espécies sugere que, para que as simulações de manejo forneçam maior precisão, é necessário que sejam ajustados modelos em nível de espécie.

Palavras-chave: Florestas de produção. Funções densidade de probabilidade. Manejo florestal sustentável.

CHAPTER II: DIAMETER STRUCTURE PATTERN IN AN ECOTONE AMONG AMAZON FOREST TYPES

ABSTRACT

The objective in this chapter was to describe the diameter structure of *Apuleia leiocarpa* (Vogel) JF Macbr., *Erisma uncinatum* Warm., *Hymenolobium excelsum* Ducke and *Trattinnickia burserifolia* Mart. in the micro-region of Sinop, MT. Data from 100% inventories of six sustainable forest management plans (SFMP) and sampling inventories of four SFMP were used. Six probability density functions were adjusted for each species using the data set obtained in the microregion. The function adherence to the observed data in each 100% inventory and to the total data set observed throughout the microregion by species was tested using the Kolmogorov-Smirnov test ($\alpha = 0.05$). Although there were differences in the density of trees, the probability density functions adjusted for each species at microregion level adhered to the data observed in each study area. The distributions of *A. leiocarpa*, *E. uncinatum* and *H. excelsum* was unimodal, while *T. burserifolia* distribution followed a negative exponential trend. The adjusted probability density functions can be used at micro-region level to project forest production. The structural difference between species suggests that it is necessary to adjust models at species-level to provide greater accuracy in management projections.

Keywords: Probability density functions. Production forests. Sustainable forest management.

6.1 INTRODUÇÃO

Informações quantitativas sobre diversidade, estrutura populacional e padrão de distribuição de espécies são essenciais para o planejamento efetivo do manejo e da conservação da floresta (WHITMORE, 1990; VAN ANDEL, 2001; PASCAL, 2003). Entretanto, há carência de informações que auxiliem na implementação do manejo florestal em florestas tropicais. Trata-se de uma situação preocupante, uma vez que quantificar e descrever o estoque disponível é o principal ponto de partida para a compreensão e o planejamento do uso dos recursos de áreas florestais de forma sustentável. Por meio da comparação do estoque real presente com o estoque ideal balanceado, podem ser desenvolvidos protocolos de manejo que visem alcançar a saúde e o crescimento equilibrados da floresta (HOSSAIN et al., 2015). Para tanto, a distribuição diamétrica da floresta primária frequentemente é empregada como estrutura alvo na gestão de sistemas multiâneos (O'HARA, 2014).

A distribuição diamétrica é o fator mais eficaz para descrever as propriedades de uma floresta, uma vez que o diâmetro é uma variável de fácil obtenção e correlacionada com outras variáveis importantes, inclusive com o volume, que define o valor econômico da área florestal (BAILEY; DELL, 1973). É uma variável amplamente utilizada no meio florestal para avaliar o efeito dos distúrbios ambientais e antrópicos (KOHYAMA, 1986; COOMES, 2003; WRIGHT et al., 2003; BETTINGER et al., 2009; HOSSAIN et al., 2015), para descrever os padrões sucessionais (KOHYAMA, 1986; WRIGHT et al., 2003; WANG et al., 2009) e para a predição do estoque futuro de um povoamento (DE LIOCOURT, 1898; MEYER, 1952; CARVALHO, 1981; CONDIT et al., 1998; BETTINGER et al., 2009; HOSSAIN et al., 2015; ORELLANA; FIGUEIREDO FILHO, 2017). No entanto, em florestas tropicais, devido à sua grande diversidade, a projeção do povoamento para o levantamento do estoque futuro é uma prática pouco difundida (ORELLANA, FIGUEIREDO FILHO, 2017). Além disso, são poucas as informações sobre o padrão de distribuição das espécies individualmente.

A modelagem de distribuições diamétricas pelo uso de funções densidade de probabilidade desempenha importantes papéis na pesquisa e na prática florestal (PODLASKI; ZASADA, 2008). Com estas funções, o número de árvores por classe diamétrica é obtido a partir de sua probabilidade de ocorrência, considerando a

densidade da floresta. As funções auxiliam no planejamento da produção, permitindo estimar de maneira eficiente o volume de madeira das classes diamétricas produtivas (TANG et al., 2018).

O estudo de Liocourt (1898), sobre estruturas diamétricas, foi pioneiro e clássico para a regulação das florestas naturais. Várias estruturas criadas ou mantidas em um povoamento multiânneo puderam ser definidas por seu postulado (DANIEL; HELMS; BAKER, 1979). A distribuição exponencial negativa, ou “J invertido”, desde a publicação de Meyer (1952), tornou-se característica das florestas multiâneas e usualmente é utilizada como critério diagnóstico da estrutura e da idade da floresta (O’HARA, 2014), inclusive em florestas tropicais (ROLLET, 1974; KOSGAARD, 1989; FELFILI, 1997; DAWKINS; PHILIP, 1998; CONDIT et al., 1998; COOMES et al., 2003; WRIGHT et al., 2003; MUELLER-LANDAU et al., 2006; HOSSAIN et al., 2015).

Análises da distribuição diamétrica nas florestas tropicais revelam que existem substanciais diferenças entre estruturas (DURRIEU DE MADRON; FORNI, 1997; PASCAL, 2003; MULLER-LANDAU et al., 2006). Independentemente das causas das variações nas estruturas diamétricas, amplamente debatidas por diversos pesquisadores (BUDOWSKI, 1965; LAMPRECHT, 1990; WHITMORE, 1990; WANG et al., 2009), é essencial saber se as distribuições diamétricas das espécies de uma floresta natural seguem padrões que se repetem em condições similares, como em uma mesma tipologia, para tornar possível a elaboração de protocolos de manejo para estas regiões. Existem evidências de que, apesar da diversidade encontrada nas florestas tropicais, as distribuições diamétricas são regradas por características demográficas da população, como o crescimento e a mortalidade, características intrínsecas de cada espécie (COOMES; ALLEN, 2007; WANG et al., 2009). Se estas diversidades e semelhanças são inerentes às florestas naturais ou se podem ser interpretadas e modeladas, é uma questão crucial ao seu manejo.

Assim, como identificar e determinar um padrão estrutural comum de uma espécie para determinada microrregião? A dificuldade em parametrizar a estrutura diamétrica na floresta tropical dificulta seu uso no manejo. Acredita-se que, com a ampliação de estudos dessa natureza, padrões gerais das interações entre espécies podem se tornar mais claros. Essa padronização permitirá prever a estrutura futura das florestas e planejar operações silviculturais, almejando produzir povoamentos com as características desejadas pelos silvicultores (LARSON, 1992).

Nesse contexto, o objetivo neste capítulo foi descrever as estruturas diamétricas de *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F. Macbr., *Erisma uncinatum* Warm., *Hymenolobium excelsum* Ducke e *Trattinnickia burserifolia* Mart. Testou-se a hipótese de que é possível o ajuste de uma única função densidade de probabilidade em nível de espécie para a microrregião, consolidando as informações sobre suas estruturas diamétricas.

6.2 MATERIAL E MÉTODOS

Os dados utilizados no presente capítulo provêm de inventários a 100% (item 4.3.1) para as árvores com $DAP \geq 40$ cm e de inventários amostrais para árvores de $20 \text{ cm} \leq DAP < 40$ cm (item 4.3.2).

6.2.1 Comparação entre áreas de estudo

As medianas de densidade das unidades amostrais de 1 ha de cada área com inventário a 100% foram comparadas pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ($p \leq 0,05$) para distintos tamanhos amostrais. A distância média entre árvores foi calculada pela razão entre a densidade média de árvores nos PMFS em estudo e a área total amostrada.

6.2.2 Funções densidade de probabilidade

Para o ajuste de funções densidade de probabilidade por espécie, o conjunto de todas as áreas em estudo foi agrupado em classes diamétricas de 10 cm de amplitude. Os dados foram agrupados para possibilitar a inserção de inventários com diferentes níveis de inclusão quanto ao diâmetro das árvores. A densidade de árvores pertencentes às classes diamétricas de 25 cm e 35 cm foram obtidas das parcelas dos inventários amostrais (item 4.3.2) e os demais dados foram obtidos dos inventários a 100% (item 4.3.1).

Os ajustes foram realizados em nível de microrregião e com dados extrapolados a uma área de dez hectares, visto que *A. leiocarpa* e *H. excelsum* apresentaram menos de uma árvore por hectare ($DAP \geq 20$ cm), inviabilizando os

testes de aderência de Kolmogorov-Smirnov (tópico 6.2.3), pois os valores tabelados do teste consideram números totais de indivíduos superiores a um.

Foram ajustadas as funções Normal, Beta, Gama, Log-normal, S_B de Johnson e Weibull de três parâmetros (TABELA 6.1) para as distribuições diamétricas das espécies, utilizando o software *TableCurve 2d* v.05.1 (SYSTAT, 2002). Neste software, os parâmetros são estimados pelo algoritmo de Levenberg-Marquardt, que utiliza regressão não linear pelo método de mínimos quadrados. As equações foram modeladas até a maior classe diamétrica em que foram encontrados indivíduos vivos nos inventários a 100%.

TABELA 6.1 - FUNÇÕES DENSIDADE DE PROBABILIDADE AJUSTADAS POR ESPÉCIE PARA FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT

Denominação	Função densidade de probabilidade
Normal	$f(DAP) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{\left(-\frac{1}{2}\right)\left[\frac{(DAP-\mu)}{\sigma}\right]^2}$
Log-normal	$f(DAP) = \frac{e^{\left(-\frac{1}{2}\right)\left[\frac{(\ln DAP - \mu)}{\sigma}\right]^2}}{DAP\sigma\sqrt{2\pi}}$
Gama	$f(DAP) = \frac{DAP^{\alpha-1} e^{-\frac{DAP}{\beta}}}{\beta^{\alpha}\Gamma(\alpha)}$
Beta	$f(DAP) = \frac{\Gamma(\alpha + \beta)}{\Gamma(\alpha)\Gamma(\beta)} \frac{1}{(DAP_{máx} - DAP_{mín})^{\alpha+\beta-1}} (DAP - DAP_{mín})^{\alpha-1} (\beta - DAP_{máx})^{\beta-1}$
S_B de Johnson	$f(DAP) = \frac{\delta}{\sqrt{2\pi}} \frac{\lambda}{(DAP - \varepsilon)(\lambda + \varepsilon - DAP)} e^{-\frac{1}{2}\left[\gamma + \delta \ln\left(\frac{DAP - \varepsilon}{\lambda + \varepsilon - DAP}\right)\right]^2}$
Weibull 3 parâmetros	$f(DAP) = \left(\frac{c}{b}\right) \left(\frac{DAP - a}{b}\right)^{c-1} e \left[- \left(\frac{DAP - a}{b}\right)^c \right]$

FONTE: SCOLFORO (1998).

NOTA: DAP = diâmetro à 1,30 m do solo (cm); $f(DAP)$ = função densidade da variável DAP ; $DAP_{mín}$ e $DAP_{máx}$ = valores mínimos e máximos de DAP ; e = número de Euler; μ = média; σ = desvio padrão; $\alpha, \beta, a, b, c, \delta, \lambda, \varepsilon$ = parâmetros estimados nos ajustes.

6.2.3 Aderência dos ajustes aos dados observados

Os testes de aderência das funções densidade de probabilidade por espécie foram realizados em duas etapas. Inicialmente, foi testado o ajuste das funções densidade de probabilidade aos dados observados em cada PMFS. Na segunda etapa, foram testadas as aderências das funções densidade de probabilidade ajustadas aos dados observados em toda a microrregião de Sinop, ou seja, para o

conjunto total de dados dos PMFS, considerando inventários amostrais e inventários a 100%. Em ambas as etapas, os dados foram extrapolados a uma área de dez hectares e foi utilizado o teste de Kolmogorov-Smirnov ($\alpha = 0,05$), conforme equação (6.1).

$$D_{calc.} = \sup |F_o(DAP) - F_e(DAP)| \quad (6.1)$$

Em que:

D = máxima diferença absoluta entre frequências acumuladas observadas e estimadas;

$F_o(DAP)$ = proporção dos valores de frequência acumulada observada;

$F_e(DAP)$ = proporção dos valores de frequência estimada observada;

se $D_{calc.} < D_{tab.}$ o ajuste da função densidade de probabilidade aderiu aos dados observados.

6.2.4 Escolha da melhor função densidade probabilidade

A melhor função densidade de probabilidade de cada espécie foi escolhida com base no menor índice de Reynolds, conforme equação (6.2). Foram consideradas apenas aquelas funções que apresentaram aderência aos dados observados em cada PMFS e para o conjunto de dados dos PMFS. Para facilitar a visualização das diferenças entre a distribuição diamétrica das espécies, foi calculada a densidade relativa de árvores por classe de tamanho.

$$IR = \sum_{i=1}^k |N_i - \hat{N}_i| \quad (6.2)$$

Em que:

IR = índice de Reynolds;

N_i = número de árvores ha^{-1} observado na classe i ;

\hat{N}_i = número de árvores ha^{-1} estimado na classe i .

6.3 RESULTADOS

6.3.1 Comparação de densidades entre áreas de estudo

A densidade de indivíduos das quatro espécies foi distinta entre as áreas de estudo (TABELA 6.2) e a distância média entre árvores de *A. leiocarpa*, *E. uncinatum*, *H. excelsum* e *T. burserifolia* foi 123 m, 63 m, 173 m e 58 m, respectivamente.

TABELA 6.2 - NÚMERO DE ÁRVORES (DAP ≥ 40 cm) POR HECTARE POR ESPÉCIE E POR INVENTÁRIO A 100% PROVENIENTES DE PLANOS DE MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL (PMFS) LOCALIZADOS EM FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT

	PMFS	<i>Apuleia leiocarpa</i>	<i>Erismia uncinatum</i>	<i>Hymenolobium excelsum</i>	<i>Trattinnickia burserifolia</i>
Número de árvores ha^{-1}	1	0,89ab	4,96a	0,39a	1,75d
	2	0,86b	1,76d	0,28b	2,39c
	3	0,44c	2,87b	0,43a	3,52a
	4	0,28d	2,78b	0,44a	3,23b
	5	0,81b	2,25c	0,19c	2,60c
	6	1,03a	2,23c	0,22bc	3,27b
Número médio de árvores ha^{-1}		0,67	2,51	0,33	2,97

FONTE: A autora (2019).

NOTA: Letras distintas indicam diferença estatística significativa entre medianas pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ($p \leq 0,05$).

6.3.2 Funções densidade de probabilidade

Todas as funções densidade de probabilidade ajustadas por espécie em nível de microrregião apresentaram aderência às distribuições diamétricas observadas em cada PMFS, exceto as funções Normal para todos os PMFS e Beta para os PMFS 3, 4 e 6 para *T. burserifolia* (TABELA 6.3).

TABELA 6.3 - TESTE DE ADERÊNCIA DAS FUNÇÕES DENSIDADE DE PROBABILIDADE AJUSTADAS PARA A FLORESTA DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT, ÀS DISTRIBUIÇÕES DIAMÉTRICAS OBSERVADAS EM CADA ÁREA DE ESTUDO, UTILIZANDO O TESTE DE KOLMOGOROV-SMIRNOV

Espécie	D	Função	PMFS 1	PMFS 2	PMFS 3	PMFS 4	PMFS 5	PMFS 6
<i>Apuleia leiocarpa</i>	D _{calc.}	Normal	0,048	0,100	0,078	0,139	0,089	0,063
		Beta	0,047	0,094	0,081	0,141	0,092	0,062
		Gama	0,054	0,100	0,070	0,154	0,077	0,054
		Log-normal	0,075	0,109	0,080	0,167	0,060	0,048
		SB de Johnson	0,045	0,095	0,075	0,147	0,085	0,060
		Weibull 3P	0,044	0,095	0,076	0,145	0,087	0,061
		D _{tab.}	0,410	0,410	0,521	0,565	0,432	0,375
<i>Erisma uncinatum</i>	D _{calc.}	Normal	0,049	0,256	0,084	0,055	0,082	0,044
		Beta	0,072	0,190	0,151	0,107	0,026	0,050
		Gama	0,069	0,261	0,081	0,045	0,099	0,060
		Log-normal	0,095	0,278	0,063	0,068	0,122	0,085
		SB de Johnson	0,047	0,257	0,083	0,056	0,082	0,043
		Weibull 3P	0,049	0,253	0,088	0,061	0,078	0,038
		D _{tab.}	0,189	0,294	0,240	0,240	0,270	0,270
<i>Hymenolobium excelsum</i>	D _{calc.}	Normal	0,124	0,124	0,124	0,124	0,151	0,124
		Beta	0,061	0,060	0,060	0,060	0,131	0,092
		Gama	0,049	0,061	0,062	0,056	0,132	0,093
		Log-normal	0,051	0,068	0,065	0,068	0,132	0,093
		SB de Johnson	0,049	0,058	0,063	0,050	0,129	0,090
		Weibull 3P	0,038	0,051	0,067	0,054	0,125	0,086
		D _{tab.}	0,565	0,624	0,521	0,521	0,708	0,708
<i>Trattinnickia burserifolia</i>	D _{calc.}	Normal	0,238*	0,238*	0,238*	0,238*	0,238*	0,238*
		Beta	0,187	0,170	0,170*	0,170*	0,170	0,170*
		Gama	0,180	0,149	0,149	0,149	0,149	0,149
		Log-normal	0,167	0,119	0,106	0,106	0,106	0,106
		SB de Johnson	0,127	0,071	0,071	0,071	0,071	0,092
		Weibull 3P	0,149	0,080	0,046	0,042	0,054	0,077
		D _{tab.}	0,193	0,183	0,166	0,170	0,178	0,169

FONTE: A autora (2019).

NOTA: PMFS = plano de manejo florestal sustentável; D_{calc.} = máxima diferença absoluta entre a função densidade de probabilidade ajustada e os valores observados em campo para cada PMFS; D_{tab.} é o valor tabelado de Kolmogorov-Smirnov ($\alpha = 0,05$); * = dados reais não aderiram ao ajuste ($D_{tab.} \leq D_{calc.}$).

Todas as funções densidade de probabilidade ajustadas por espécie aderiram ao conjunto de dados agrupados observados na microrregião de Sinop, MT (TABELA 6.4). As funções Normal e Beta não foram ajustadas para *T. burserifolia*, pois não adeririam aos dados observados em alguns dos PMFS (TABELA 6.3). A função Gama foi a que apresentou maior aderência aos dados observados para *A. leiocarpa*, a função Normal para *E. uncinatum* e para *H. excelsum* e *T. burserifolia* foi a Weibull de três parâmetros.

TABELA 6.4 - ESTATÍSTICAS E PARÂMETROS DAS FUNÇÕES DENSIDADE DE PROBABILIDADE AJUSTADAS EM NÍVEL DE MICRORREGIÃO DE SINOP, MT, PARA CADA ESPÉCIE EM ESTUDO

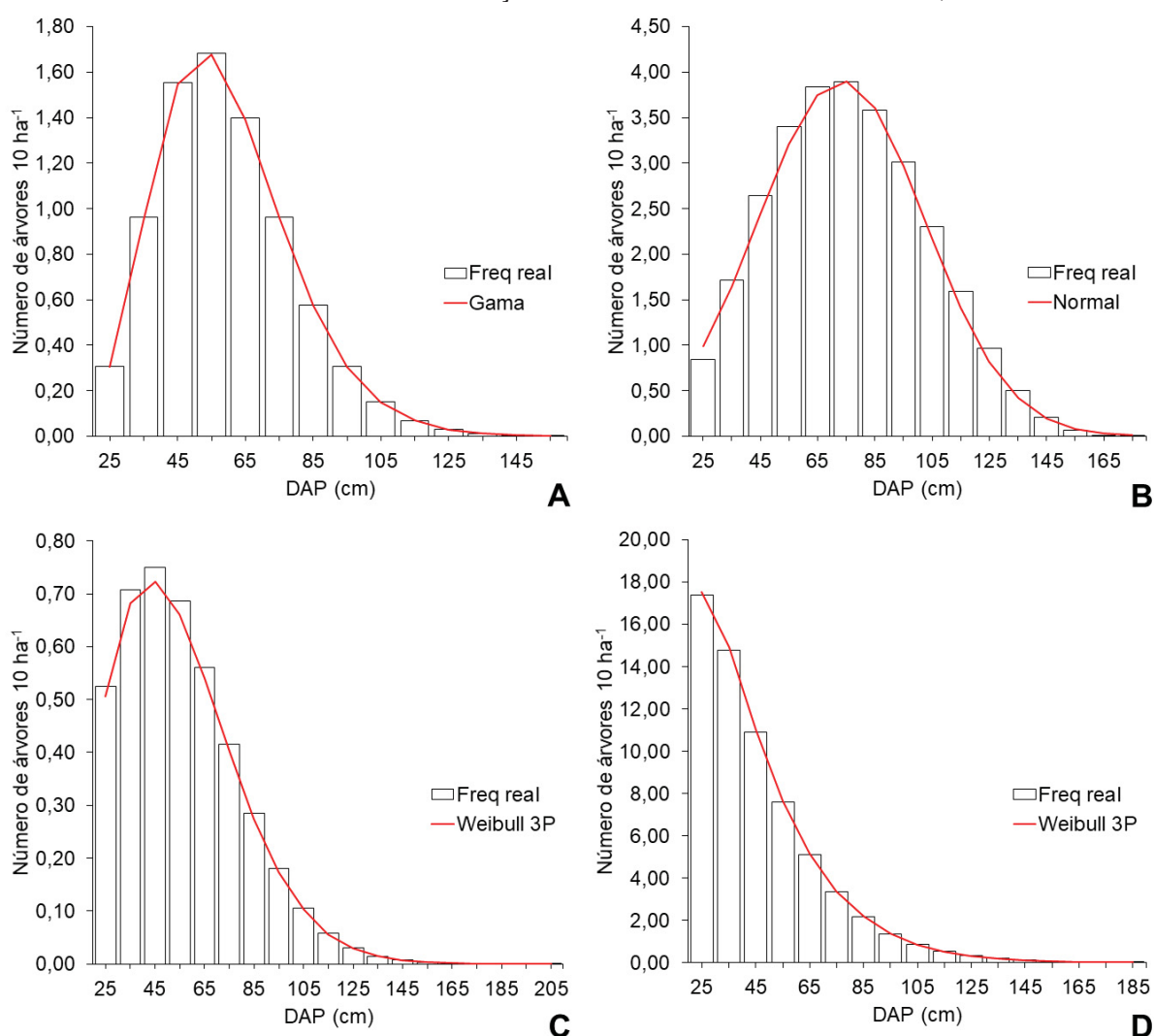
	Normal	Beta	Gama	Log-normal	SB de Johnson	Weibull 3P	D _{tab.}
<i>Apuleia leiocarpa</i>							
D _{calc.}	0,029	0,021	0,003	0,025	0,014	0,017	0,457
IR	0,811	0,528	0,025	0,477	0,305	0,319	
Parâmetros	$\sigma=55,75$ $\mu=19,05$	$\alpha=5,77$ $\beta=9,84$	$\alpha=8,88$ $\beta=6,66$	$\sigma=4,05$ $\mu=0,35$	$\delta=1,89$ $\lambda=163,49$ $\varepsilon=1,56$ $Y=1,27$	$a=19,45$ $b=44,21$ $c=2,22$	
<i>Erisma uncinatum</i>							
D _{calc.}	0,035	0,052	0,042	0,068	0,040	0,033	0,240
IR	1,394	3,274	2,696	4,375	1,645	1,666	
Parâmetros	$\sigma=73,37$ $\mu=29,18$	$\alpha=4,06$ $\beta=5,88$	$\alpha=6,82$ $\beta=11,69$	$\sigma=4,35$ $\mu=0,39$	$\delta=5,96$ $\lambda=749,52$ $\varepsilon=-398,93$ $Y=-3,16$	$a=-23,71$ $b=106,69$ $c=3,78$	
<i>Hymenolobium excelsum</i>							
D _{calc.}	0,124	0,060	0,052	0,063	0,047	0,036	0,624
IR	0,537	0,259	0,265	0,461	0,204	0,154	
Parâmetros	$\sigma=47,81$ $\mu=24,25$	$\alpha=3,4$ $\beta=9,77$	$\alpha=4,54$ $\beta=12,18$	$\sigma=3,96$ $\mu=0,49$	$\delta=-1,63$ $\lambda=-209,16$ $\varepsilon=205,00$ $Y=1,68$	$a=11,59$ $b=48,64$ $c=1,84$	
<i>Trattinnickia burserifolia</i>							
D _{calc.}			0,149	0,106	0,071	0,008	0,169
IR			10,024	7,726	7,191	0,500	
Parâmetros			$\alpha=4,35$ $\beta=8,64$	$\sigma=3,59$ $\mu=0,48$	$\delta=0,77$ $\lambda=161,70$ $\varepsilon=23,30$ $Y=1,53$	$a=19,85$ $b=28,29$ $c=1,17$	

FONTE: A autora (2019).

NOTA: μ = média; σ = desvio padrão; α , β , a , b , c , δ , λ , ε = parâmetros estimados nos ajustes; D_{calc.} = máxima diferença absoluta entre a função densidade de probabilidade ajustada e os valores observados em campo (considerando em uma única base de dados todos os PMFS analisados); D_{tab.} é o valor tabelado de Kolmogorov-Smirnov ($\alpha = 0,05$); * = dados reais não aderiram ao ajuste (D_{tab.} \leq D_{calc.}); IR = Índice de Reynolds.

Foi observado padrão unimodal para as distribuições diamétricas de *A. leiocarpa*, *E. uncinatum* e *H. excelsum*, enquanto *T. burserifolia* tende a um decréscimo regular no número árvores, com distribuição semelhante a exponencial negativa (FIGURA 6.1). A tendência decrescente inicia em *H. excelsum* a 45 cm, em *A. leiocarpa* a 55 cm, e, em *E. uncinatum*, a 75 cm de diâmetro.

FIGURA 6.1 - FUNÇÕES DENSIDADE DE PROBABILIDADE AJUSTADAS PARA *Apuleia leiocarpa* (A), *Erismia uncinatum* (B), *Hymenolobium excelsum* (C) E *Trattinnickia burserifolia* (D) EM FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT

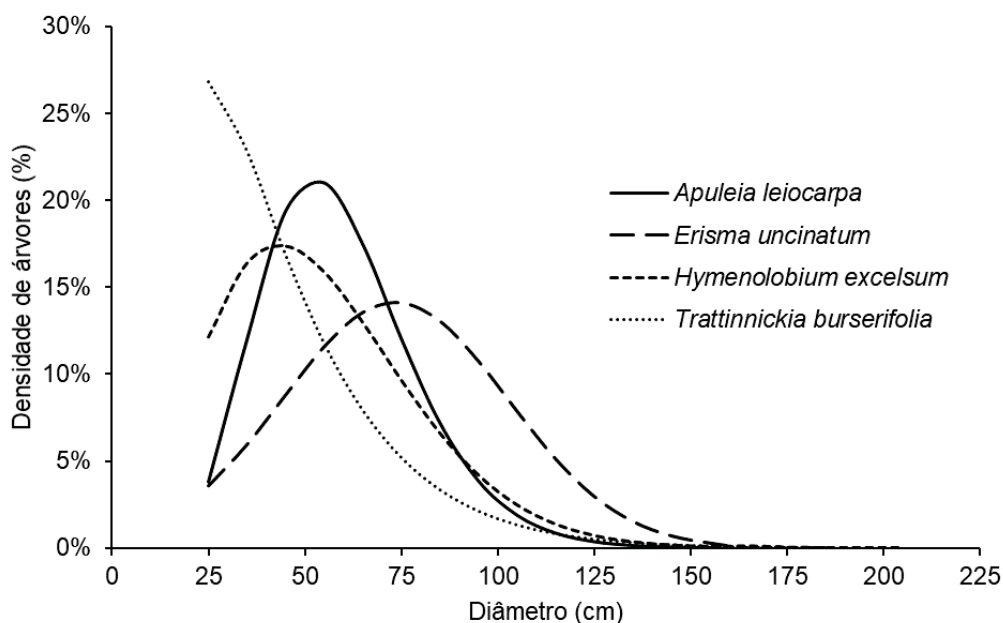


FONTE: A autora (2019).

NOTA: DAP = diâmetro à 1,30 m do solo (cm); as colunas representam os dados observados (as classes diamétricas de 25 e 35 cm são provenientes de inventários amostrais e as demais dos inventários a 100%); as linhas vermelhas representam as funções densidade de probabilidade ajustadas. Optou-se por apresentar os dados para uma área total de 10 ha, para melhor visualização.

A densidade relativa de árvores por classe diamétrica (FIGURA 6.2) indicou que *A. leiocarpa* sofre queda mais acentuada do número de árvores à medida que atinge maiores dimensões, enquanto *H. excelsum* é a espécie que apresenta redução mais gradual e atinge maiores diâmetros, entre as quatro estudadas.

FIGURA 6.2 - DENSIDADE RELATIVA DE ÁRVORES POR CLASSE DIAMÉTRICA PARA FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT



FONTE: A autora (2019).

6.4 DISCUSSÃO

6.4.1 Comparação da estrutura diamétrica das espécies entre áreas de estudo

As diferenças de densidade entre as áreas com inventários a 100% (TABELA 6.2) provavelmente estão associadas às características de sítio ou ao estágio de sucessão da floresta. Isto pode ocorrer devido as populações alternarem a dominância ao longo do tempo (OLIVER; LARSON, 1990), de acordo com o estágio de crescimento das árvores e da capacidade de suporte da floresta (ODUM, 1988).

Desta forma, as diferenças de densidade encontradas podem ter sido definidas pelas variáveis condicionantes de sítio que, segundo Mueller-Landau et al. (2006), geram condições mais ou menos favoráveis ao crescimento e sobrevivência das árvores. Entretanto, os mesmos autores salientaram que, sob condições ambientais contínuas por um determinado período de tempo, os estímulos e restrições sofridos

pelas espécies são semelhantes, possibilitando a ocorrência de estruturas padronizadas.

Uma vez que houve aderência dos dados observados em cada PMFS ao ajuste da maioria das funções densidade de probabilidade (TABELA 6.3), foi possível ajustar uma única função densidade de probabilidade por espécie em nível de microrregião de Sinop (TABELA 6.4), mesmo existindo diferenças na densidade de árvores em cada local de estudo (TABELA 6.2). Os ajustes revelam a existência de semelhanças na organização da estrutura diamétrica das espécies em nível de microrregião, colocando em debate a afirmação de que ecossistemas são caóticos e desordenados (O'HARA, 2014). Para O'Hara (2014), os ecossistemas não são determinísticos ou ordenados, devido à ocorrência de repetidos distúrbios em pequena escala, que impedem que a floresta se reconstrua de maneira homogênea ao longo do tempo. Entretanto, para Larson (1992), a ocorrência dos distúrbios, que podem ser ambientais ou antrópicos, aliados à variação genética de uma floresta mista, não implica que padrões de desenvolvimento da floresta não possam ser discernidos. Isto significa que há diferentes possibilidades em relação ao caminho geral seguido pela floresta.

Adicionalmente, o padrão encontrado na microrregião está de acordo com a teoria de equilíbrio demográfico, que afirma que o balanço da distribuição diamétrica pode ser descrito de forma escalar (MULLER-LANDAU et al., 2006). A estrutura florestal é regulada por princípios gerais de crescimento, mortalidade (WANG et al., 2009) e sucessão ecológica (OLIVER, 1992). Mesmo em regiões distantes umas das outras ou até geograficamente isoladas, espécies com características fisiológicas e morfológicas comuns podem produzir povoamentos análogos quanto às suas estruturas (OLIVER, 1992).

Pitman et al. (2001) registraram que, na Floresta Amazônica, assim como nas florestas temperadas, existe uma oligarquia em que poucas famílias dominam extensas áreas, tornando estas estruturas passíveis de serem preditas por modelos tradicionais que considerem um número mínimo de parâmetros. Uma vez que a estrutura diamétrica é diretamente relacionada a outras variáveis, como crescimento e mortalidade (COOMES; ALLEN, 2007; WANG et al., 2009), a similaridade da distribuição diamétrica das quatro espécies estudadas em toda a extensão microrregião de Sinop fomenta modelos de predição dos estoques futuros. Trata-se de um cenário que ocorre porque esta organização tende a se repetir ao longo do

tempo nas florestas (GOTELLI, 2008). Com tais modelos, pode-se inferir o diâmetro de início da redução do número de árvores, situação causada pela estagnação do crescimento e aumento das taxas de mortalidade (DURRIEU DE MADRON; FORNI, 1997; BRAZ et al., 2014).

6.4.2 Comparação da estrutura diamétrica entre espécies na microrregião de Sinop, MT

Observou-se que as espécies apresentaram tendência distinta quanto às suas estruturas diamétricas (FIGURA 6.1). O número de árvores de *E. uncinatum* e *T. burserifolia* foi quatro vezes maior que o de *A. leiocarpa* e sete vezes maior que o de *H. excelsum*. Isto pode ser atribuído às características ecológicas inerentes às espécies (ORELLANA et al., 2014). Segundo Larson (1992), em florestas mistas existe uma vasta diversidade genética entre espécies, o que resulta em grande variação dos indivíduos quanto à tolerância à sombra, crescimento em altura, crescimento de raízes e estratégias de regeneração que influenciam sua abundância.

Ecologistas usualmente utilizam a estrutura diamétrica para indicar a saúde da floresta. Um elevado número de árvores de menores dimensões, como registrado neste trabalho para *T. burserifolia* (FIGURA 6.1), representa a estabilidade da floresta, uma vez que há garantia do reabastecimento das classes de tamanho superiores (KOHYAMA, 1986; MULLER-LANDAU et al., 2006; WANG et al., 2009). Estas considerações têm origem nas teorias de De Liocourt (1898) e Meyer (1952) sobre a floresta balanceada, que segue o padrão exponencial negativo.

Entretanto, foi verificado em diversas pesquisas que algumas tipologias florestais e principalmente espécies de forma individual podem não seguir o modelo exponencial negativo (CONDIT et al., 1998; DAWKINS; PHILIP, 1998; NYLAND, 2002; PASCAL, 2003; BRAZ, 2010; BRAZ et al., 2014; HOSSAIN et al., 2015), assim como para três espécies do presente estudo (FIGURAS 6.1 e 6.2). Apesar de a saúde da população estar relacionada à estrutura diamétrica da floresta, este não é o único indicador que a define. Um menor número de árvores de menores dimensões, como registrado para *A. leiocarpa*, *E. uncinatum* e *H. excelsum* poderia indicar que as populações estão em declínio (CONDIT, 1998; HOSSAIN et al., 2015).

No entanto, Schaaf et al. (2006) salientaram que não é a maior densidade que garante a manutenção de uma espécie na comunidade, mas a sua capacidade de

competir dentro do seu nicho ecológico. Estes autores esclareceram que, se uma espécie tem menos árvores de diâmetros inferiores, mas estes indivíduos são resistentes à competição por luz no dossel inferior, tal espécie tem condições de se manter na floresta. É necessário considerar outros fatores, principalmente o crescimento das espécies em diferentes classes diamétricas (CONDIT et al., 1998).

Para Pascal (2003), o déficit em algumas classes de tamanho ou a acumulação em classes de maiores diâmetros pode resultar de situações diferentes. Por exemplo, uma frutificação massiva devido a condições climáticas favoráveis à germinação e ao desenvolvimento de plântulas pode engendrar excesso de indivíduos que correspondem a uma classe particular. Estes indivíduos podem se deslocar a classes maiores após certo tempo, resultando em desequilíbrio da curva de estrutura diamétrica da espécie. Por outro lado, esta mesma distribuição, segundo o mesmo autor, pode ser decorrente do acúmulo de árvores em determinadas classes de diâmetro, devido à estagnação sob o dossel fechado da floresta.

Foi identificado por Braz et al. (2014), também na microrregião de Sinop, o acúmulo superior a 60% em área basal nos estratos superiores, caracterizando a situação descrita por Pascal (2003). Uma floresta superestocada nos estratos superiores pode ter sua regeneração prejudicada pelo comprometimento de acesso à luz por árvores que se encontram no dossel inferior (YEGANG; JINXUAN, 1988; LAMPRECHT, 1990; FELFILI, 1997; NYLAND, 2002; BETTINGER et al., 2009). Por consequência, a taxa de regeneração pode se igualar ou até ser inferior à taxa de mortalidade da floresta (BETTINGER et al., 2009). Nestes casos, algumas espécies podem necessitar escalas temporais e espaciais maiores para se regenerar (FELFILI, 1997). Ao longo do tempo, este fator desencadeia a descaracterização da estrutura exponencial negativa (BRAZ, 2010; BETTINGER et al., 2009) e do incremento da floresta como um todo (DAWKINS; PHILIP, 1998).

O elevado número de indivíduos de pequenas dimensões é geralmente justificado pela expectativa de alta mortalidade nas classes diamétricas inferiores (O'HARA, 2014). Assim, a drástica redução do número de árvores de menores dimensões, em relação às classes superiores, pode indicar maior mortalidade devido à competição entre árvores (WHITTAKER, 1975; KOHYAMA, 1986; WADSWORTH, 1997; DAWKINS; PHILIP, 1998). Isso foi observado nos menores diâmetros de *T. burserifolia* (FIGURAS 6.1 e 6.2). Para as árvores maduras, esta redução pode ser

causada pela senescência, fase em que ocorre o início do processo de estagnação do crescimento (KRAMER; KOZLOWISKI, 1960; NYLAND, 2002; BATISTA; COUTO; SILVA FILHO, 2014) e consequente aumento da mortalidade (WEISKITTEL et al., 2011). Este padrão é expresso de maneira distinta entre as espécies, de acordo com a estratégia que é adotada para o recrutamento e a manutenção de seus sucessores abaixo do dossel (KOHYAMA, 1986).

A distribuição diamétrica de *A. leiocarpa* indica o início da senescência (ou redução do número de árvores) na classe diamétrica de 55 cm, enquanto para *H. excelsum* e *E. uncinatum* isso ocorre nas classes de 45 cm e de 75 cm, respectivamente. A redução do número de árvores de *A. leiocarpa*, em relação a classes de maiores tamanhos, ocorre de maneira mais brusca quando comparada ao número das outras espécies (FIGURA 6.2). Esta redução acentuada pode estar atrelada ao padrão sucessional da espécie, que é classificada como secundária inicial, enquanto as outras três são secundárias tardias (AMARAL et al., 2009).

Desta forma, a amplitude diamétrica de uma espécie é decorrente da interação entre a idade das árvores, o tamanho potencial atingido e a capacidade de competição frente às outras espécies da floresta (SCHAAF et al., 2006). Segundo Lamprecht (1990), as espécies secundárias tardias e clímax sobrevivem abaixo do dossel da floresta em um lento processo de espera, buscando melhores condições de luminosidade e podendo atingir idades avançadas (LAMPRECHT, 1990). O longo tempo de espera pode refletir em maiores dimensões atingidas, devido à culminação de seu crescimento ocorrer em estágios mais avançados do ciclo de vida e em maiores dimensões, quando comparado a espécies que são intolerantes à sombra (ASSMANN, 1970). Por este motivo, *E. uncinatum*, *H. excelsum* e *T. burserifolia*, além de apresentarem curvas de distribuição diamétrica mais estáveis, atingem maiores dimensões (FIGURAS 6.1 e 6.2).

6.5 CONCLUSÕES

Este estudo revelou que existem semelhanças na distribuição diamétrica em nível de espécie na Floresta Amazônica de Transição da microrregião de Sinop, estado de Mato Grosso, ainda que hajam diferenças na densidade de árvores nas florestas estudadas. As semelhanças, indiretamente, indicam a probabilidade de sobrevivência da espécie, de acordo com a classe diamétrica.

Os resultados poderão ser utilizados em modelos dendrométricos gerais para a microrregião, aplicados para as florestas produtivas. Estes modelos, por sua vez, podem auxiliar no planejamento da produção madeireira, bem como servir de base para o monitoramento da exploração florestal.

Entretanto, entre espécies, foi comprovada diferença nas distribuições diamétricas. Portanto, visando maior representação dos dados reais, é importante que as características inerentes de cada espécie em estudo sejam consideradas na modelagem da produção florestal.

7 CAPÍTULO III: CRESCIMENTO DE ESPÉCIES COMERCIAIS, EM NÍVEL DE ÁRVORE INDIVIDUAL, EM ECÓTONO DE FLORESTA AMAZÔNICA

RESUMO

Neste capítulo, o objetivo foi descrever o crescimento individual de *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F. Macbr., *Erismia uncinatum* Warm., *Hymenolobium excelsum* Ducke e *Trattinnickia burserifolia* Willd. em Floresta Amazônica de Transição, na microrregião de Sinop, estado de Mato Grosso, Brasil. Para tanto, análises do crescimento foram realizadas utilizando séries dendrocronológicas. Calcularam-se incrementos médios e tempos de passagem por classe diamétrica, ajustaram-se equações de crescimento em diâmetro e foram derivadas curvas de incremento em volume em nível de árvore individual. As quatro espécies apresentaram camadas anuais de crescimento visíveis. O modelo de crescimento que melhor se ajustou aos dados mensurados para *A. leiocarpa* e *H. excelsum* foi o de Gompertz e para *E. uncinatum* e *T. burserifolia* o de Johnson-Schumacher. As diferenças nos incrementos por classe diamétrica, tempo de passagem e ciclo de vida de cada espécie foram relacionadas aos seus grupos ecológicos. A culminação do incremento por classe diamétrica e os máximos incrementos médio e corrente anuais em volume ocorreram para *A. leiocarpa* em diâmetros menores e idades mais jovens quando comparado aos das outras espécies, o que confirmou o padrão de espécie secundária inicial. *E. uncinatum* e *T. burserifolia* apresentaram características inversas às de *A. leiocarpa*, típicas de espécies secundárias tardias. *H. excelsum* provavelmente é indiferente à luminosidade, o que ficou demarcado pela constância de seu crescimento. O conjunto de análises servirá de base para simulações do crescimento da população em nível de espécie, permitindo a elaboração de diretrizes de manejo que garantam sua sustentabilidade.

Palavras-chave: Dendrocronologia. Equação de crescimento. Manejo florestal.

CHAPTER III: INDIVIDUAL GROWTH OF TIMBER SPECIES IN AN AMAZON FOREST ECOTONE

ABSTRACT

In this chapter, the aim was to describe the individual growth of *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F. Macbr., *Erismia uncinatum* Warm., *Hymenolobium excelsum* Ducke and *Trattinnickia burserifolia* Willd. in Transitional Amazon Forest in Sinop micro-region, Mato Grosso State, Brazil. Growth analyzes were carried out using dendrochronology. We calculated mean increments and time of passage between diameter classes, adjusted growth equations in diameter and derived volume increment curves at individual tree level. The four species showed annual growth rings. Gompertz model adjusted better to *A. leiocarpa* and *H. excelsum* growth and Johnson-Schumacher to *E. uncinatum* and *T. burserifolia* growth. The differences between diameter class increments, passage time and growth pattern over each species life cycle were related to their ecological groups. The diameter growth culmination and the maximum annual growth in volume for *A. leiocarpa* occurred in smaller diameters and at younger ages when compared to the other species, which characterizes it as an early secondary species. *E. uncinatum* and *T. burserifolia* presented typical late secondary species characteristics, inverse to *A. leiocarpa*. *H. excelsum* is probably indifferent to light incidence, as trees presented constant increment during their lifetime. This analyzes will be the basis of growth simulations at a species population level, to be used in the elaboration planning effective sustainable forest management.

Keywords: Dendrochronology. Growth equations. Forest management.

7.1 INTRODUÇÃO

A base para as projeções da população de florestas naturais é a informação ecológica sobre a dinâmica de cada espécie, como por exemplo taxas de crescimento, regeneração e sobrevivência (CARVALHO; SILVA; LOPES, 2004; GROENENDIJK; BONGERS; ZUIDEMA, 2017), sendo a taxa de incremento da população primordial para o planejamento do manejo (CARVALHO; SILVA; LOPES, 2004). Informações sobre a idade das árvores, ciclo de vida e sua modelagem podem auxiliar no desenvolvimento dos critérios específicos de manejo em nível de espécie (MIRANDA, D. L. C. et al., 2018), na predição de futuras dimensões arbóreas e estoques volumétricos (GROENENDIJK; BONGERS; ZUIDEMA, 2017) e no monitoramento das consequências da exploração florestal (ROSA et al., 2017).

Faltam modelos de crescimento específicos para prever o crescimento das árvores nas florestas tropicais (CUNHA; FINGER; HAUSENAUER, 2016). Apesar de estudos sobre crescimento e produção em nível de espécie na Floresta Amazônica existirem na literatura (BRIENEN; ZUIDEMA, 2006a; SCHÖNGART, 2008; BRAZ et al., 2015; FORTINI; CROPPER; ZARIN, 2015; ÁVILA et al., 2017; ROSA et al., 2017; MIRANDA, D. L. C. et al., 2018), o número de espécies sem qualquer informação sobre seu crescimento ainda é muito grande, uma vez que são autorizadas, em média, 555 espécies ano⁻¹ para exploração madeireira em planos de manejo apenas na Amazônia Ocidental (TAKEDA, 2015).

A maioria dos estudos sobre o crescimento das espécies florestais na bacia Amazônica ocorreu com a instalação de parcelas permanentes (PP), que formaram a base para a determinação das diretrizes de manejo determinadas na legislação brasileira (SILVA, 1989, 1997; HIGUCHI, 1996). Entretanto, frequentemente, menos de um indivíduo por espécie por hectare é encontrado na estrutura da floresta primária, especialmente em dimensões comerciais (CAPÍTULO I; TABELA 6.2; MIRANDA, D. L. C. et al., 2018). Isto dificulta o estudo do crescimento mediante PP, uma vez que são necessárias áreas de amostragem muito grandes para representar satisfatoriamente uma população (GROENENDIJK; BONGERS; ZUIDEMA, 2017; MIRANDA, D. L. C. et al., 2018).

Além da área, o tempo também é um fator limitante para o estudo da dinâmica florestal com PP (BRIENEN; ZUIDEMA, 2006a; MIRANDA, D. L. C. et al., 2018). Raros

inventários contínuos no Brasil permaneceram instalados por mais de 40 anos. Estes períodos são curtos, comparados à idade das árvores de porte comercial, que raramente são inferiores a 100 anos (BRIENEN; ZUIDEMA, 2006a; SCHÖNGART, 2008; ROSA et al., 2017), limitando a descrição da dinâmica da floresta.

Como alternativa às PP e para suprir a demanda por informações e modelos de crescimento das espécies, Brien e Zuidema (2006a) utilizaram dendrocronologia em árvores da Amazônia boliviana para avaliação das práticas do manejo florestal. A análise dos anéis de crescimento é uma ferramenta rápida e confiável para avaliação da idade das árvores e para medição das taxas de crescimento ao longo do ciclo de vida das espécies de interesse, bem como para identificar diferenças interespecíficas de crescimento entre árvores (GROENENDIJK; BONGERS; ZUIDEMA, 2017; ROSA et al., 2017).

A dendrocronologia aplicada às espécies tropicais é um campo em constante crescimento e, à medida que o potencial de análise dendrocronológica de novas espécies é descrito (BAKER et al., 2017), expande-se a abrangência de aplicação dessa técnica (BRIENEN; ZUIDEMA, 2006a). Assim, as séries de crescimento obtidas por dendrocronologia são promissoras como auxiliares do manejo florestal tropical, podendo ser aplicadas para estimar o estoque comercial de madeira com modelos relativamente simples e mais precisos do que extrapolações de médias baseadas em dados de crescimento de períodos curtos, como o das PP (BRIENEN; ZUIDEMA, 2006a). Entretanto, os autores salientam que a dendrocronologia não é uma ferramenta que substitui o uso de PP. As amostragens contínuas seguem sendo necessárias para registrar as taxas de mortalidade e ingresso, monitorar a regeneração, medir os danos e as taxas de crescimento do estoque após a exploração madeireira e observar mudanças na composição de espécies em longo prazo.

Neste capítulo, o objetivo foi descrever o ciclo de vida de *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F. Macbr., *Erismia uncinatum* Warm., *Hymenolobium excelsum* Ducke e *Trattinnickia burserifolia* Mart., testando-se a hipótese de que é possível identificar o ciclo de vida de cada espécie e indicadores de pontos ótimos de manejo. Estas informações servirão de base para a elaboração de diretrizes para o manejo sustentável das espécies em estudo, bem como permitirão o desenvolvimento de projeções sobre a floresta, buscando maximizar o aproveitamento de seus recursos.

7.2 MATERIAL E MÉTODOS

No presente capítulo, foram utilizados dados dos inventários amostrais (item 4.3.2) e das parcelas permanentes (item 4.3.3) e as amostras dos fustes das espécies em estudo (item 4.3.4).

7.2.1 Obtenção das séries de crescimento

As amostras dos fustes foram polidas com lixas de diferentes gramaturas, desde a mais grossa até a mais fina, para viabilizar a visualização dos anéis de crescimento. Foram traçados 8 raios em cada amostra, separados por ângulos de aproximadamente 45°, evitando-se cicatrizes e rachaduras. Em todos os raios, os anéis foram marcados com auxílio de microscópio estereoscópico. As espessuras dos anéis de crescimento foram mensuradas com precisão de 0,01 mm em mesa de mensuração LINTAB (Frank Rinn, Heidelberg, Alemanha) e com *software* TSAP-Win (RINN, 1996).

As séries de crescimento geradas pela mensuração dos anéis foram datadas visualmente entre raios da mesma árvore e posteriormente entre árvores e entre espécies, visando garantir a sincronização e confirmação da formação anual das camadas de crescimento. As séries cronológicas das árvores foram geradas pela média dos anéis anuais de cada raio, que foi convertida à centímetro e multiplicada por dois, a fim de se obter o crescimento diamétrico.

Os diâmetros sem casca provenientes da análise dendrocronológica foram convertidos em diâmetros com casca, acrescentando-se a taxa de 7,45% de casca, conforme resultados de Colpini et al. (2009) para espécies madeireiras da região noroeste de Mato Grosso.

Para o cálculo dos diâmetros das amostras coletadas a 1 metro do fuste para a altura do DAP, foram aplicadas funções de afilamento desenvolvidas para o município de Santa Carmem, na microrregião de Sinop, MT. Para *E. uncinatum* e *T. burserifolia* foram utilizadas funções em nível de espécie, conforme equações (7.1) e (7.2), respectivamente (LANSSANOVA, 2013). Para *A. leiocarpa* e *H. excelsum* foi utilizada função de afilamento geral para o município (LANSSANOVA et al., 2018), conforme equação (7.3).

$$\frac{d_i}{DAP_{E. uncinatum}} = 1,20 + 2,97 \frac{h_i}{H} + 10,95 \left(\frac{h_i}{H}\right)^2 + 21,15 \left(\frac{h_i}{H}\right)^3 + 19,51 \left(\frac{h_i}{H}\right)^4 + 6,80 \left(\frac{h_i}{H}\right)^5 \quad (7.1)$$

$$\frac{d_i}{DAP_{T.burserifolia}} = 1,13 + 1,89 \frac{h_i}{H} + 7,16 \left(\frac{h_i}{H}\right)^2 + 14,02 \left(\frac{h_i}{H}\right)^3 + 12,56 \left(\frac{h_i}{H}\right)^4 + 4,15 \left(\frac{h_i}{H}\right)^5 \quad (7.2)$$

$$\frac{d_i}{DAP_{Geral}} = 1,21 + 2,94 \frac{h_i}{H} + 10,94 \left(\frac{h_i}{H}\right)^2 + 20,46 \left(\frac{h_i}{H}\right)^3 + 17,93 \left(\frac{h_i}{H}\right)^4 + 5,90 \left(\frac{h_i}{H}\right)^5 \quad (7.3)$$

Em que:

d_i = diâmetro à altura de coleta da amostra (com casca)

DAP = diâmetro a 1,3 m do solo (com casca)

h_i = altura de coleta da amostra (m)

H = altura comercial da árvore (m)

A relação $\frac{d_i}{DAP}$ dos diâmetros finais com casca das amostras de crescimento foi utilizada para o cálculo dos diâmetros mais jovens à altura do DAP. Para as árvores das quais não foi possível recuperar a altura comercial (35% das amostras), foi utilizada relação altura comercial/DAP por regressão não linear aos dados dos 36 ha de inventários amostrais, conforme equação (7.4), proposta por Schöngart (2008):

$$h = \frac{DAP\beta_0}{DAP + \beta_1} \quad (7.4)$$

Em que:

h = altura comercial (m)

DAP = diâmetro à 1,30 m do solo (m)

β_0 e β_1 = parâmetros das equações ajustados por regressão não linear

Os IMAs com casca a 1,0 m e 1,3 m do solo foram comparados estatisticamente pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ($p \leq 0,05$).

7.2.2 Comparação com parcelas permanentes

Os incrementos correntes anuais provenientes de amostras de florestas consideradas primárias e mensurados por dendrocronologia foram comparados aos incrementos periódicos anuais mensurados em PP, 6 anos após exploração seletiva (7 anos de intervalo entre medições). A comparação foi realizada por análise de variância, mediante teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ($p \leq 0,05$). Para esta análise, os incrementos referentes aos DAPs < 35 cm foram removidos das séries de crescimento obtidas por dendrocronologia, para ser compatível com o porte das árvores mensuradas nas PP.

7.2.3 Modelagem do crescimento e da produção

Utilizando as séries cronológicas, foram ajustados modelos de crescimento (TABELA 7.1) por regressão não linear utilizando o processo PROC NLMIXED no software SAS®. O método Bootstrap não paramétrico com 100 interações (MILLER, 2004) foi utilizado previamente ao ajuste, para gerar a trajetória de crescimento de mais de 100 árvores pela combinação aleatória dos anéis de crescimento mensurados, aumentando a acuracidade da modelagem.

Esse método já foi utilizado para modelagem de séries de crescimento provenientes de dendrocronologia por Brien (2005), Mattos et al. (2015) e Canetti et al. (2017). Todos os modelos são de base biológica, em que o parâmetro β_0 representa a assíntota ou estagnação do crescimento, β_1 a declividade da curva relacionada com o incremento médio e β_2 é a constante de integração da forma diferencial dos modelos, que comumente representa a dimensão inicial dos indivíduos no tempo t (BURKHART; TOMÉ, 2012). Nos ajustes, foram fixados os valores das assíntotas (β_0) no limite superior da maior classe diamétrica em que foram registrados indivíduos nos inventários a 100%, sendo 160 cm para *A. leiocarpa*, 190 cm para *E. uncinatum* e *T. burserifolia* e 210 cm para *H. excelsum* (FIGURA 6.1).

TABELA 7.1 - MODELOS DE CRESCIMENTO DIAMÉTRICO AJUSTADOS POR ESPÉCIE EM FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT

Denominação da Equação	Modelo	Restrições dos parâmetros
Gompertz	$DAP = \beta_0 e^{-\beta_1 e^{-\beta_2 t}}$	$\beta_2 > 0$
Johnson-Schumacher	$DAP = \beta_0 e^{-\frac{\beta_1}{t+\beta_2}}$	$\beta_1 > 0$
Lundqvist-Korf	$DAP = \beta_0 e^{-\frac{\beta_1}{t^{\beta_2}}}$	$\beta_1 > 0$
Logística	$DAP = \frac{\beta_0}{(1 + \beta_1 e^{-\beta_2 t})}$	$\beta_2 > 0$
Monomolecular	$DAP = \beta_0 (1 - \beta_1 e^{-\beta_2 t})$	$\beta_2 > 0$
Schumacher	$DAP = \beta_0 e^{-\frac{\beta_1}{t}}$	$\beta_1 > 0$

FONTE: Burkhardt; Tomé (2012).

NOTA: DAP = diâmetro a 1,3 m do solo, t = tempo decorrido até alcance do DAP considerado; β_0 , β_1 , β_2 = parâmetros das equações e “e”, número de Euler.

A melhor equação de crescimento ajustada por espécie foi escolhida com base nas estatísticas erro padrão da estimativa – S_{yx} (%) e distribuição dos resíduos, considerando $DAP \leq 10$ cm, e critérios de informação de Akaike corrigido ($AICC$) e Bayesiano (BIC), conforme equações (7.5) e (7.6).

$$AICC = -2 f(\hat{\theta}) + \frac{2(pn)}{n - p - 1} \quad (7.5)$$

$$BIC = -2 \log L(\hat{\theta}) + p \log n \quad (7.6)$$

Em que:

p = número de parâmetros a serem estimados

n = número de observações da amostra

$f(\hat{\theta})$ = função suporte maximizada

Para inferência do crescimento em volume foi utilizada a relação $DAP/altura$ comercial para cada espécie, descrita no tópico 7.2.1.

Para gerar a curva de crescimento das espécies em volume de árvore individual, foram utilizadas as relações altura comercial/DAP e equações de afilamento, descritas no item 7.2.1.

A partir das curvas de crescimento em volume, foram derivadas as curvas de incremento médio anual (IMA) e incremento corrente anual (ICA), conforme as equações (7.7) e (7.8).

$$IMA_v = \frac{v_t}{t} \quad (7.7)$$

$$ICA_v = v_{t+1} - v_t \quad (7.8)$$

Em que:

IMA_v = incremento médio anual ou volume (m³)

ICA_v = incremento corrente anual em volume (m³)

v = volume comercial com casca acumulado em diferentes tempos “ t ” na curva de crescimento (m³)

t = tempo relativo à curva de crescimento

Destas curvas, foram obtidos os máximos ICA e IMA e a idade de rotação técnica, ponto em que ocorre o cruzamento das duas curvas (SCOLFORO, 1998; OSMASTON, 2010). Quando a idade de rotação técnica não foi atingida com as idades das amostras disponíveis, este ponto foi estimado pela extrapolação da equação de crescimento em diâmetro. Os diâmetros extrapolados foram então convertidos em volume comercial com casca e em ICA e IMA, de acordo com os procedimentos descritos anteriormente.

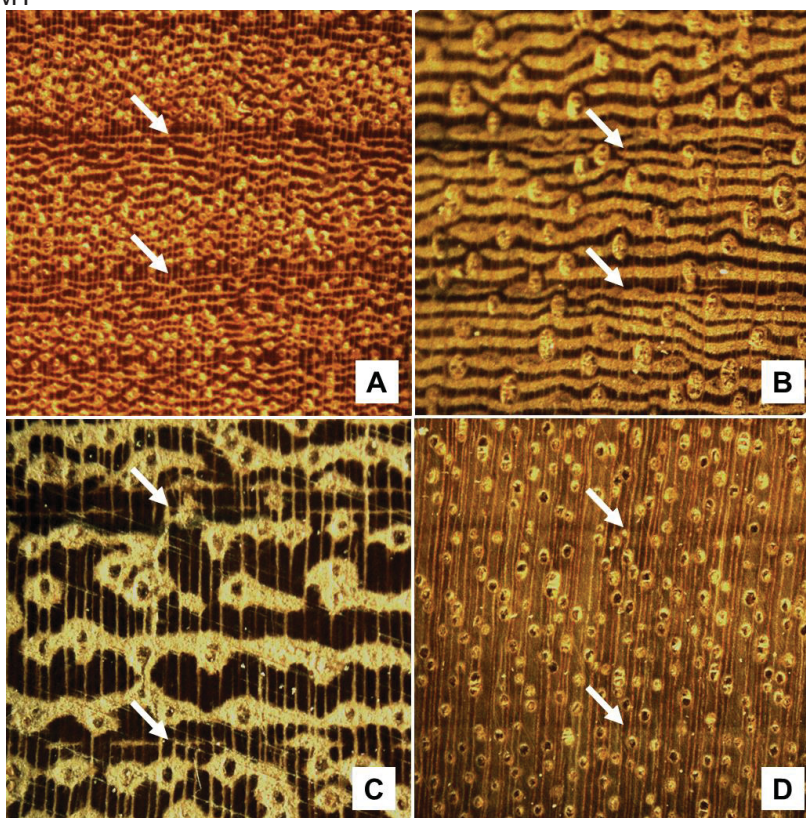
7.3 RESULTADOS

7.3.1 Dendrocronologia

As quatro espécies apresentaram camadas de crescimento distintas (FIGURA 7.1). Em *A. leiocarpa* e *H. excelsum* as camadas são delimitadas por zonas fibrosas tangenciais e parênquima marginal (FIGURAS 7.1a e 7.1c). O parênquima axial de *E.*

uncinatum é disposto em faixas que se tornam escassas no limite dos anéis de crescimento, onde as fibras apresentam parede celular mais espessa (FIGURA 7.1b). Em *T. burserifolia* as camadas de crescimento são demarcadas por zonas fibrosas e menor frequência de vasos (FIGURA 7.1d).

FIGURA 7.1 - FOTOGRAFIA ESQUEMÁTICA DAS CAMADAS DE CRESCIMENTO DE *Apuleia leiocarpa* (A), *Erisma uncinatum* (B), *Hymenolobium excelsum* (C) E *Trattinnickia burserifolia* (D) EM FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT



FONTE: A autora (2019).

7.3.1 Relação hipsométrica

As relações hipsométricas ajustadas apresentaram estatísticas (TABELA 7.2) e distribuição dos resíduos (ANEXO V) satisfatórias para todas as espécies. As espécies que atingiram maiores alturas comerciais foram *E. uncinatum* e *H. excelsum* (FIGURA 7.2). Entretanto, considerando a amplitude diamétrica de 20 cm a 150 cm, a maior variação de altura comercial ocorreu até 60 cm de DAP, variando de 6,5 m a 10,9 m. A partir dos 60 cm de DAP, a tendência das alturas comerciais foi estabilizar, variando de 10,9 m a 13,4 m considerando todas as espécies.

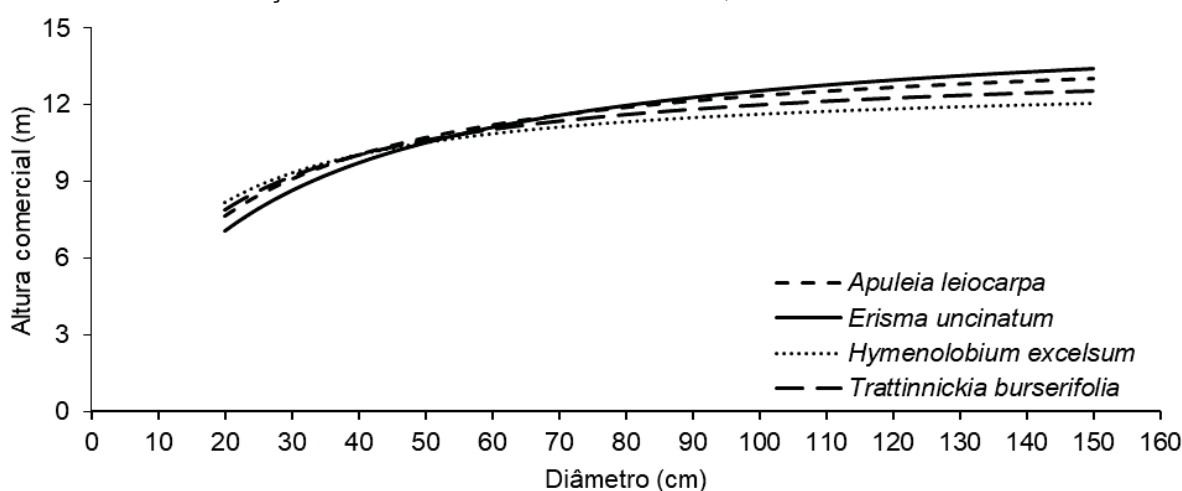
TABELA 7.2 - ESTATÍSTICAS E COEFICIENTES DAS EQUAÇÕES DE RELAÇÃO HIPSOMÉTRICA (DIÂMETRO X ALTURA COMERCIAL) AJUSTADAS POR ESPÉCIE, PELO MODELO PROPOSTO POR SCHONGART (2008), PARA FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT

Espécie	Estatísticas			Parâmetros	
	Syx (%)	AICC	BIC	β_0	β_1
<i>Apuleia leiocarpa</i>	17,27	127,00	131,20	14,57	18,05
<i>Erismia uncinatum</i>	18,86	134,30	138,50	15,51	23,68
<i>Hymenolobium excelsum</i>	23,49	145,30	149,50	13,01	11,78
<i>Trattinnickia burserifolia</i>	18,01	128,30	132,50	13,71	15,05

FONTE: A autora (2019).

NOTA: Syx (%) = erro padrão da estimativa relativo; AICC = critério de informação de Akaike corrigido; BIC = critério de informação Bayesiano; β_0 e β_1 = parâmetros das equações ajustados por regressão não linear.

FIGURA 7.2 - EQUAÇÕES DE RELAÇÃO HIPSOMÉTRICA DE *Apuleia leiocarpa*, *Erismia uncinatum*, *Hymenolobium excelsum* E *Trattinnickia burserifolia* PARA FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT



FONTE: A autora (2019).

7.3.1 Crescimento diamétrico

As séries cronológicas atingiram períodos de até 267 anos (TABELA 7.3). A amostra com maior DAP foi de *A. leiocarpa* e a menor amplitude diamétrica entre amostras obtidas foi *H. excelsum*. O menor incremento médio anual foi registrado para *A. leiocarpa* e o maior para *T. burserifolia*. As diferenças entre IMA com casca a 1,0 m do solo e IMA com casca a 1,3 m do solo não foram significativas pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ($p \leq 0,05$).

TABELA 7.3 - DESCRIÇÃO QUANTITATIVA DAS SÉRIES CRONOLÓGICAS POR ESPÉCIE EM FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT

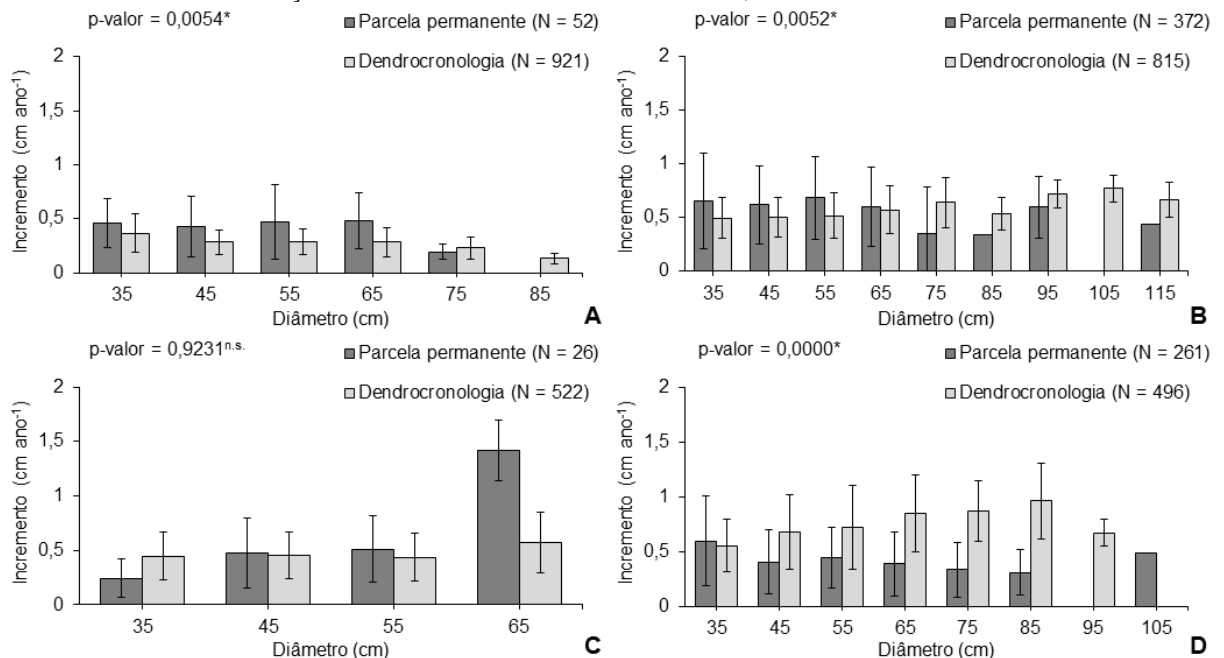
	<i>Apuleia leiocarpa</i>	<i>Erisma uncinatum</i>	<i>Hymenolobium excelsum</i>	<i>Trattinnickia burserifolia</i>
Intervalo de DAP das amostras (cm)	41,1 - 76,2	52,1 - 126,8	44,3 - 67,6	41,2 - 119,8
Intervalo de idade das amostras (anos)	126 - 267	114 - 219	135 - 205	94 - 175
Incremento médio anual a 1 m do solo (cm), considerando DAP sem casca	0,28	0,43	0,36	0,48
Incremento médio anual a 1 m do solo (cm), considerando DAP com casca	0,32	0,46	0,38	0,52
Incremento médio anual a 1,30 m do solo (cm) considerando DAP com casca	0,30	0,44	0,37	0,51

FONTE: A autora (2019).

NOTA: DAP = diâmetro com casca a 1,30 m do solo (cm).

Os incrementos médios anuais obtidos por dendrocronologia foram inferiores aos registrados nas parcelas permanentes para *A. leiocarpa* e *E. uncinatum* (FIGURAS 7.3A e 7.3C), ocorrendo o inverso para *T. burserifolia* (FIGURA 7.3D). As amostras de *H. excelsum* não apresentaram diferenças significativa quando comparado o incremento médio anual de PP com o das séries obtidas por dendrocronologia (FIGURA 7.3B).

FIGURA 7.3 - MÉDIA DO INCREMENTO ANUAL (DAP ≥ 35 cm) POR CLASSE DIAMÉTRICA E RESULTADOS DO TESTE DE KRUSKAL-WALLIS PARA COMPARAÇÃO DOS INCREMENTOS MENSURADOS NAS PARCELAS PERMANENTES E POR DENDROCRONOLOGIA PARA *Apuleia leiocarpa* (A), *Erismia uncinatum* (B), *Hymenolobium excelsum* (C) E *Trattinnickia burserifolia* (D) EM FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT

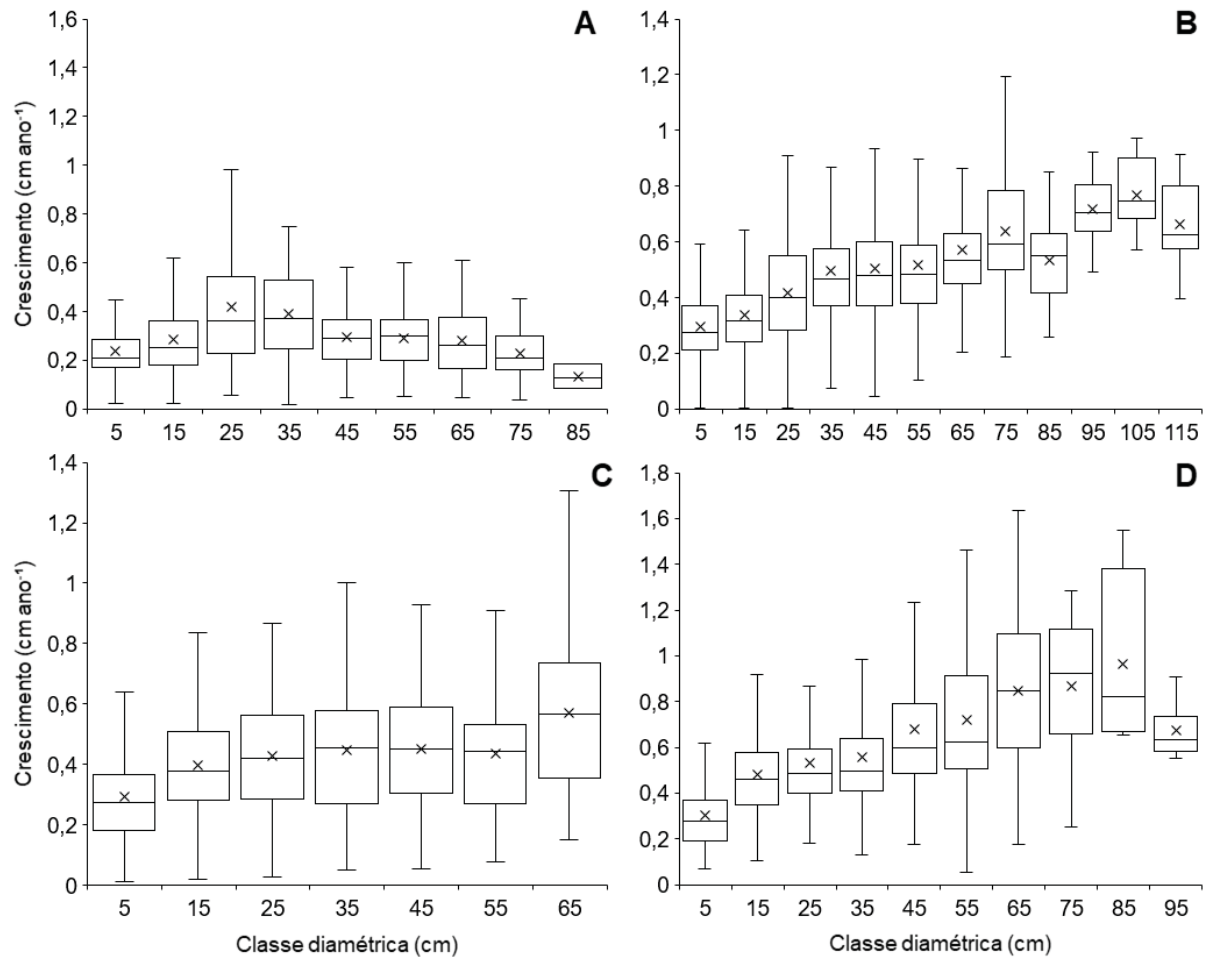


FONTE: A autora (2019).

NOTA: n.s. = diferença não significativa ($p \leq 0,05$); * = diferença significativa ($p \leq 0,05$); N = número de incrementos anuais considerados. As barras de erros representam o desvio padrão da média de incremento por classe diamétrica. Quando não há barra de erro, havia apenas uma amostra na classe diamétrica considerada.

Os incrementos de *A. leiocarpa* por classe diamétrica apresentaram tendência inicial crescente, seguida de redução, conforme aumento de dimensão (FIGURA 7.4a), o que caracterizou tendência em formato de U do tempo de passagem entre classes diamétricas (FIGURA 7.5a). *E. uncinatum*, *H. excelsum* e *T. burserifolia* apresentaram maior incremento nas classes de maiores dimensões (FIGURAS 7.4b, 7.4c e 7.4d), gerando tendência decrescente nos tempos de passagem entre classes diamétricas (FIGURAS 7.5b, 7.5c e 7.5d).

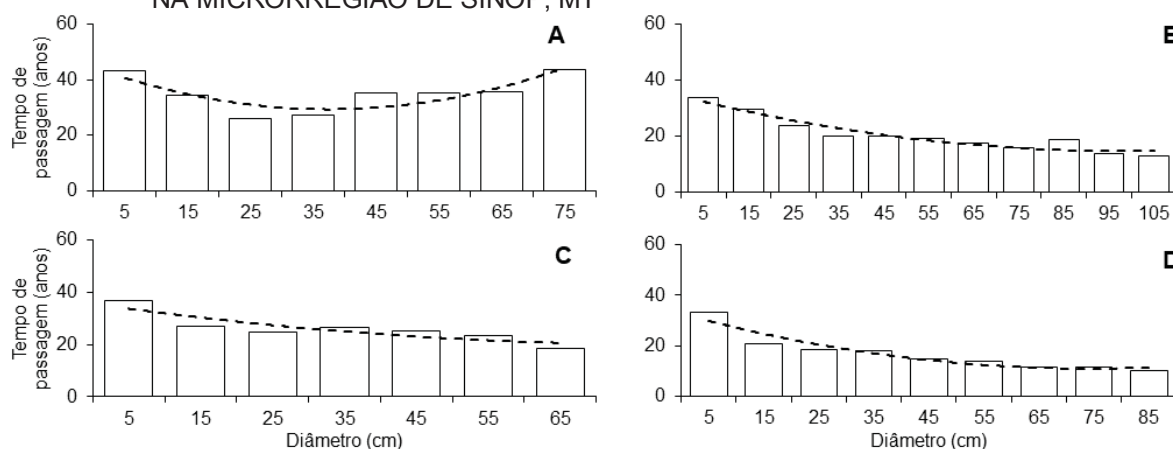
FIGURA 7.4 - BOXPLOT DAS MÉDIAS DO INCREMENTO PERIÓDICO ANUAL POR CLASSE DIAMÉTRICA DE *Apuleia leiocarpa* (A), *Erisma uncinatum* (B), *Hymenolobium excelsum* (C) E *Trattinnickia burserifolia* (D) EM FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT



FONTE: A autora (2019).

NOTA: linhas contínuas e marcadores em forma de "x" representam a média de incremento por classe diamétrica. Foram calculadas médias apenas das classes diamétricas em que haviam três ou mais amostras.

FIGURA 7.5 - TEMPO DE PASSAGEM MÉDIO POR CLASSE DIAMÉTRICA PARA *Apuleia leiocarpa* (A), *Erismia uncinatum* (B), *Hymenolobium excelsum* (C) E *Trattinnickia burserifolia* (D) E SUAS RESPECTIVAS LINHAS DE TENDÊNCIA EM FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT



FONTE: A autora (2019).

NOTA: Foram considerados apenas os tempos de passagem entre classes diamétricas em que haviam três ou mais amostras.

7.3.2 Modelos de crescimento diamétrico

Considerando os parâmetros estatísticos (TABELA 7.4) e distribuição dos resíduos (ANEXOS I, II, III e IV), o modelo de Johnson-Schumacher foi o que apresentou maior aderência às séries cronológicas de *A. leiocarpa* e *H. excelsum*, enquanto para *E. uncinatum* foi o modelo de Gompertz. Para *T. burserifolia*, os critérios de informação AICC e BIC apresentaram os melhores resultados para o modelo de Johnson-Schumacher, entretanto, o erro padrão da estimativa e distribuição dos resíduos foi melhor para o modelo de Gompertz, com critérios de informação de AICC e BIC inferiores, entretanto semelhantes aos de Johnson-Schumacher (ANEXO IV). Considerando-se todos os parâmetros em análise, optou-se pelo modelo de Gompertz para o ajuste da equação de crescimento de *T. burserifolia*.

TABELA 7.4 - PARÂMETROS ESTATÍSTICOS E COEFICIENTES DAS EQUAÇÕES DE CRESCIMENTO DIAMÉTRICO AJUSTADAS POR ESPÉCIE EM FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT

Espécie	Modelo	Estatísticas			Parâmetros		
		Syx (%)	AICC	BIC	β_0	β_1	β_2
<i>Apuleia leiocarpa</i>	Gompertz	27,24	1.320.000	1.320.000	160	3,051	0,005
	Johnson-Schumacher	25,32	1.270.000	1.270.000	160	270,180	59,708
	Lundqvist-Korf	25,36	1.270.000	1.270.000	160	29,229	0,626
	Logística	28,86	1.350.000	1.350.000	160	13,599	0,010
	Monomolecular	25,42	1.270.000	1.270.000	160	1,016	0,002
	Schumacher	27,24	1.370.000	1.370.000	160	187,770	
<i>Erismia uncinatum</i>	Gompertz	30,77	1.170.000	1.170.000	190	3,733	0,008
	Johnson-Schumacher	34,39	1.180.000	1.180.000	190	206,510	31,238
	Lundqvist-Korf	35,26	1.200.000	1.200.000	190	55,571	0,776
	Logística	30,39	1.190.000	1.190.000	190	22,610	0,016
	Monomolecular	35,40	1.200.000	1.200.000	190	1,038	0,003
	Schumacher	30,76	1.220.000	1.220.000	190	161,940	
<i>Hymenolobium excelsum</i>	Gompertz	22,49	1.340.000	1.340.000	210	3,470	0,006
	Johnson-Schumacher	19,81	1.260.000	1.260.000	210	298,950	65,318
	Lundqvist-Korf	19,41	1.270.000	1.270.000	210	21,654	0,544
	Logística	24,77	1.400.000	1.400.000	210	21,087	0,013
	Monomolecular	19,64	1.270.000	1.270.000	210	1,014	0,002
	Schumacher	22,49	1.500.000	1.500.000	210	189,260	
<i>Trattinnickia burserifolia</i>	Gompertz	30,38	859.390	859.419	190	3,981	0,010
	Johnson-Schumacher	35,70	857.039	857.068	190	174,500	25,567
	Lundqvist-Korf	37,18	865.244	865.273	190	42,040	0,741
	Logística	29,19	880.594	880.623	190	28,187	0,022
	Monomolecular	37,79	874.054	874.083	190	1,038	0,003
	Schumacher	30,37	895.158	895.178	190	133,400	

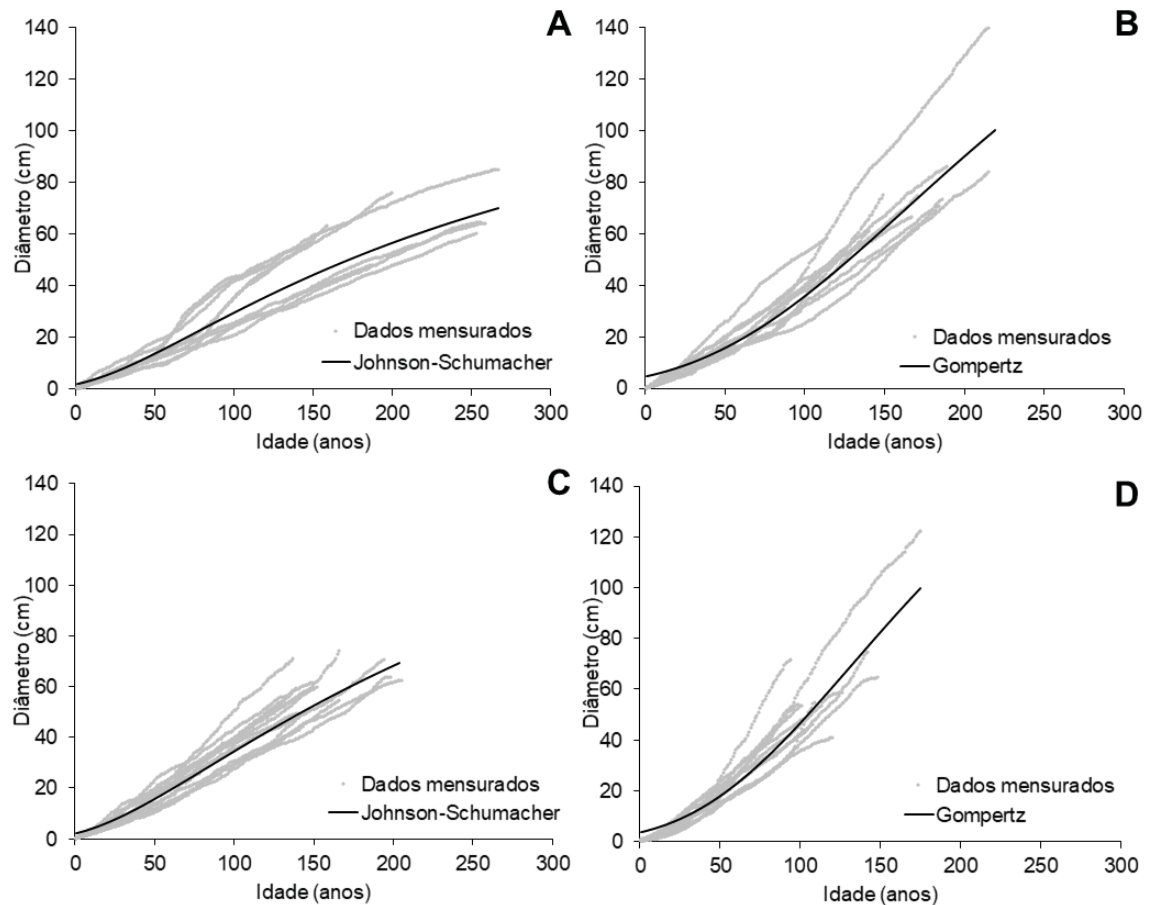
FONTE: A autora (2019).

NOTA: Syx (%) = erro padrão da estimativa relativo; AIC = critério de informação de Akaike corrigido; BIC = critério de informação Bayesiano; β_0 = parâmetro fixado na assíntota do limite superior da maior classe diamétrica em que foram encontrados indivíduos nos inventários a 100%; β_1 e β_2 = parâmetros das equações ajustados por regressão não linear. Em negrito estão destacadas as equações com melhores ajustes para cada espécie.

No crescimento em diâmetro, *A. leiocarpa* e *H. excelsum* atingiram o ponto de máxima tangência próximo aos 35 cm e 50 cm, respectivamente, iniciando período de menor crescimento após estas classes diamétricas (FIGURAS 7.6A e 7.6C). Entretanto, *E. uncinatum* e *T. burserifolia* não atingiram esse ponto até os diâmetros

mensurados (FIGURAS 7.6B e 7.6D), apresentando crescimento ascendente no decorrer de toda a série cronológica.

FIGURA 7.6 - EQUAÇÕES DE CRESCIMENTO DIAMÉTRICO ACUMULADO AJUSTADAS PARA *Apuleia leiocarpa* (A), *Erismia uncinatum* (B), *Hymenolobium excelsum* (C) E *Trattinnickia burserifolia* (D) EM FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT



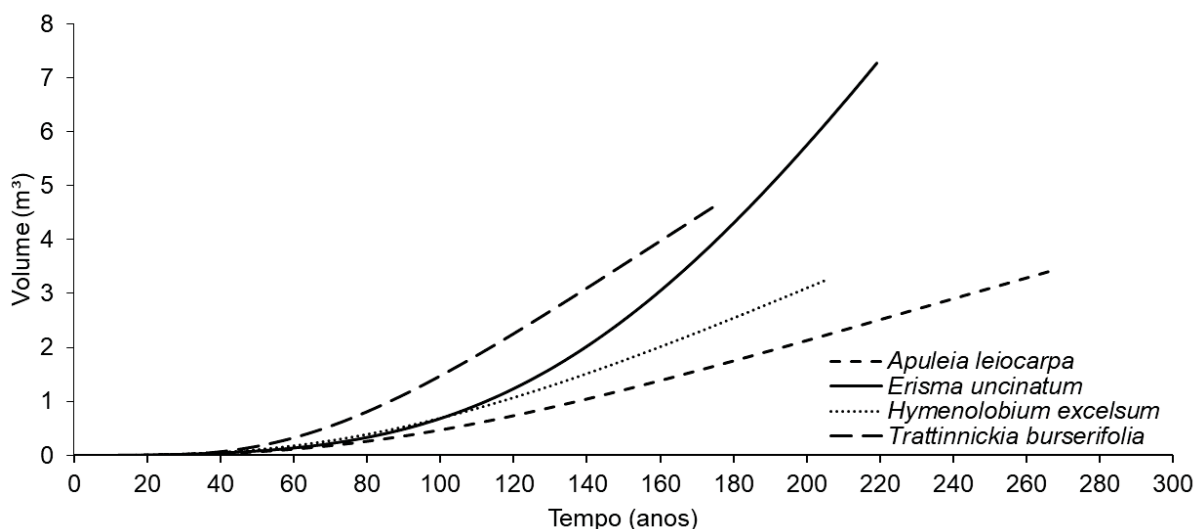
FONTE: A autora (2019).

NOTA: As equações de crescimento foram ajustadas para as idades representadas por 3 ou mais amostras mensuradas. Os coeficientes estatísticos e parâmetros das equações estão apresentados na TABELA 7.4.

7.3.3 Crescimento volumétrico

O crescimento em volume de árvore individual das quatro espécies apresentou uma fase inicial lenta e semelhante até os 50 anos, seguida pelo aumento do crescimento demarcado pela inflexão de suas curvas, sendo mais elevado para *E. uncinatum* e *T. burserifolia* (FIGURA 7.7).

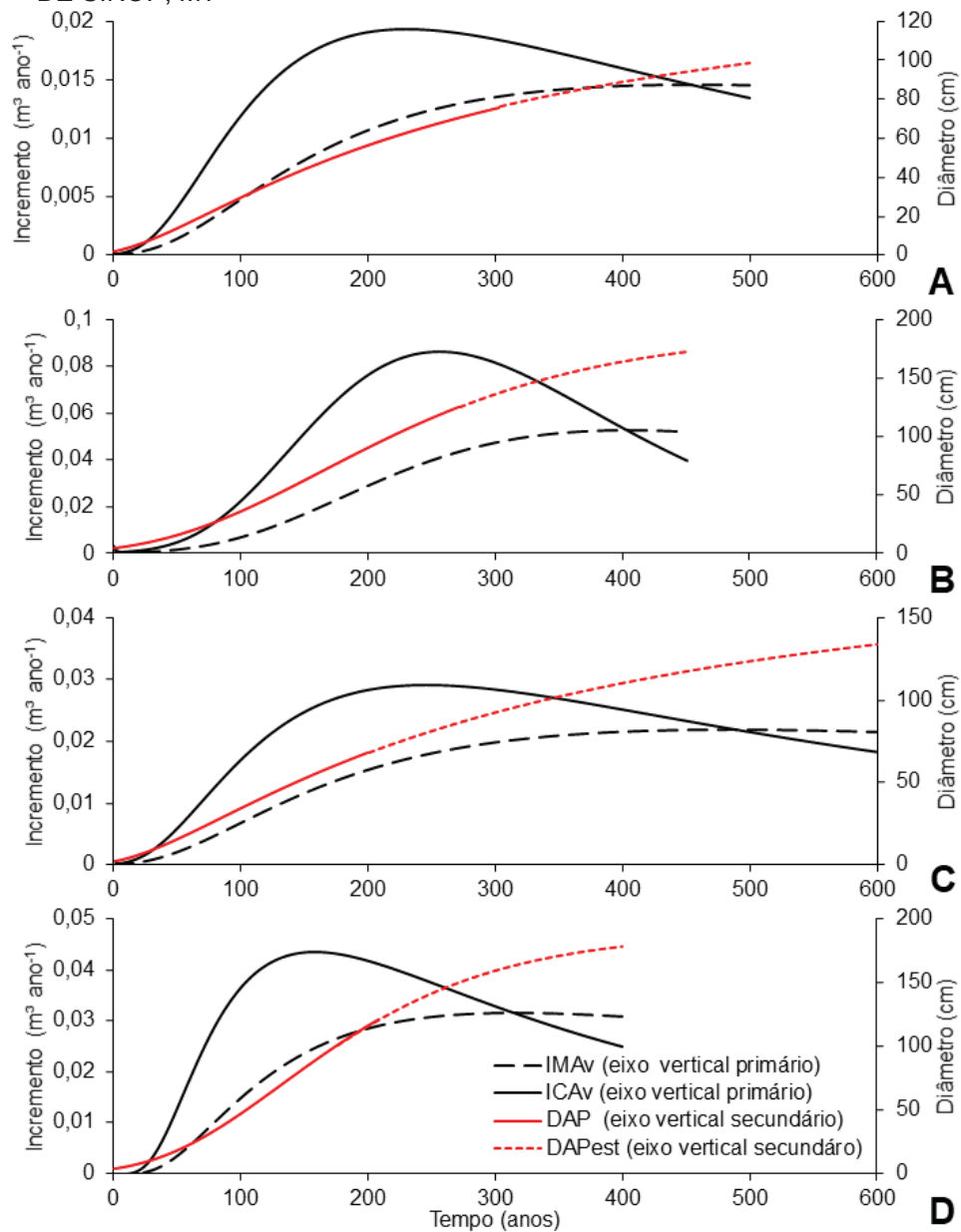
FIGURA 7.7 - CURVAS DE PRODUÇÃO EM VOLUME PARA ÁRVORES INDIVIDUAIS DE *Apuleia leiocarpa* (A), *Erismia uncinatum* (B), *Hymenolobium excelsum* (C) E *Trattinnickia burserifolia* (D) EM FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT



FONTE: A autora (2019).

Os máximos ICAs observados pelas curvas de incremento para volume da árvore individual foram alcançados em idades disponíveis nas amostras de crescimento para *A. leiocarpa*, *E. uncinatum* e *T. burserifolia* (FIGURAS 7.8A, 7.8B e 7.8D). Para *H. excelsum*, a equação de crescimento foi extrapolada para estimar a idade em que ocorre o máximo ICA, em aproximadamente 245 anos (FIGURA 7.8C). Para as quatro espécies houve necessidade de extrapolação da equação de crescimento por mais de 100 anos para obtenção da idade estimada da rotação técnica.

FIGURA 7.8 - CURVAS DE INCREMENTO EM VOLUME E PRODUÇÃO EM DIÂMETRO PARA *Apuleia leiocarpa* (A), *Erisma uncinatum* (B), *Hymenolobium excelsum* (C) E *Trattinnickia burserifolia* (D) EM FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT



FONTE: A autora (2019).

NOTA: No eixo vertical primário: IMAv = incremento médio anual em volume; ICAv = incremento corrente anual em volume. No eixo vertical secundário: DAP = diâmetro à 1,30 m do solo (cm) acumulado obtido da equação de crescimento ajustada com os dados mensurados; DAPest = diâmetro acumulado projetado com a equação de crescimento para os dados mensurados.

O ponto de rotação técnica ocorreu próximo aos 90 cm para *A. leiocarpa*, aos 120 cm para *H. excelsum* (TABELA 7.5) e aos 160 cm para *E. uncinatum* e *T. burserifolia*. O máximo ICA ocorreu próximo aos 60 cm de DAP para *A. leiocarpa*, aos 80 cm para *H. excelsum*, aos 90 cm para *T. burserifolia* e aos 120 para *E. uncinatum*.

TABELA 7.5 - IDADES E DIÂMETROS ESTIMADOS DOS PONTOS EM QUE OCORREM A ROTAÇÃO TÉCNICA E O MÁXIMO INCREMENTO CORRENTE ANUAL EM VOLUME DE ÁRVORE INDIVIDUAL DAS QUATRO ESPÉCIES EM ESTUDO PARA FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT

Espécie	Rotação técnica		Máximo ICA	
	DAP (cm)	Idade (anos)	DAP (cm)	Idade (anos)
<i>Apuleia leiocarpa</i>	95	455	63	231
<i>Erismia uncinatum</i>	165	409	119	257
<i>Hymenolobium excelsum</i>	121	480	80	245
<i>Trattinnickia burserifolia</i>	164	316	88	158

FONTE: A autora (2019).

NOTA: DAP = diâmetro à 1,30 m do solo; Máximo ICA = máximo incremento corrente anual em volume da árvore individual; Rotação técnica = cruzamento das curvas de incremento corrente anual e incremento médio anual em volume de árvore individual.

7.4 DISCUSSÃO

7.4.1 Formação de camadas anuais de crescimento

As espécies em estudo mostraram camadas de crescimento visíveis (FIGURA 7.1) e associadas, provavelmente, à estação seca, característica do clima da microrregião de Sinop, estado de Mato Grosso (IBGE, 2000). Miranda, D. L. C. et al. (2018), ao estudarem espécies arbóreas na Floresta Estacional Sempre-Verde, no Norte do mesmo estado, registraram anéis de crescimento confirmados por meio de datação cruzada e análise de radiocarbono. Estes autores também relacionaram a demarcação dos anéis de crescimento à estação seca bem definida.

Nos trópicos, a sazonalidade da precipitação é o estressor mais comum para as árvores, quando a evapotranspiração excede a precipitação por várias semanas no ano, causando estresse hídrico sazonal (BRIENEN; SCHÖNGART; ZUIDEMA, 2016). O estresse hídrico resulta em dormência cambial do fuste, o que acarreta a formação dos anéis de crescimento como resposta das espécies às intempéries climáticas (WORBES, 2002).

O rigor científico para confirmação da formação anual dos anéis de crescimentos é essencial para a aplicação da dendrocronologia em diversas análises ecológicas da floresta (MIRANDA, D. L. C. et al., 2018). Falsos anéis e camadas de crescimento ausentes podem ser detectados pela datação cruzada (GROENENDIJK; BONGERS; ZUIDEMA, 2017), sendo sempre mais confiável datar séries históricas obtidas por amostragem destrutiva, em que há possibilidade de visualização de toda a circunferência (WORBES, 2002; MIRANDA, D. L. C. et al., 2018). Segundo Stahle

(1999), se as camadas de crescimento de determinada espécie tropical estão sincronizadas com outras árvores no mesmo local por períodos de pelo menos 50 a 100 anos, e entre árvores da mesma ou de outras espécies localizadas em um mesmo ambiente climático, então pode ser confirmada a formação anual dos anéis de crescimento. Considerando que as séries datadas para todas as espécies apresentaram mais de 100 anos (TABELA 7.3), pôde-se confirmar a formação de anéis anuais de crescimento para *A. leiocarpa*, *E. uncinatum*, *H. excelsum* e *T. burserifolia*.

A similaridade estatística entre os incrementos com casca obtidos a 1,0 m e 1,3 m do solo evidencia que a opção de remover amostras de crescimento na base da primeira tora comercial não superestima os incrementos médios em DAP utilizados para a modelagem sugerida no presente trabalho. Esta constatação é importante pois possibilita a aquisição de amostras de crescimento sem acarretar em perda de madeira comercial, como ocorreria se fossem coletadas à 1,3 m, tornando mais viável a aplicação da metodologia proposta. Oliveira (2014) calculou a relação entre incrementos obtidos na microrregião de Sinop de amostras de *R. albiflora* e *G. glabra* a 1,0 m do solo e a 5,0 m do solo e também não encontrou diferença estatística entre eles, sugerindo que a coleta de amostras mesmo a distâncias maiores da altura do DAP permite a aplicação do método e extrapolação do incremento para a altura do DAP.

7.4.2 Relação hipsométrica

A altura comercial é uma variável dendrométrica essencial para a modelagem das florestas de produção, uma vez que é usada para os cálculos de volume de madeira (LAPPI, 1997). A obtenção de bons parâmetros de ajuste para a relação altura comercial/DAP para as espécies em estudo (TABELA 7.2; FIGURA 7.2) possibilita os cálculos de volumes comerciais de árvores individuais e do povoamento com maior precisão, quando não houver a possibilidade de mensuração da variável em campo. Outros autores utilizaram a relação desta variável com o DAP para modelagem do volume de madeira na Floresta Amazônica (BRIENEN; ZUIDEMA, 2006a; FORTINI; ZARIN, 2011; MIRANDA, Z. P. et al., 2018).

7.4.3 Comparação dos incrementos obtidos por dendrocronologia e por parcelas permanentes

O maior incremento de *A. leiocarpa* e *E. uncinatum* nas PPs (FIGURAS 7.3a e 7.3b) pode ter sido consequência do manejo florestal realizado nestas áreas, seis anos antes da segunda remedição. A abertura de clareiras, seja natural ou pela exploração florestal, pode resultar no aumento do crescimento das árvores remanescentes, como resultado da redução da competição por recursos e maior disponibilidade de luz (CARVALHO; SILVA; LOPES, 2004; FORTINI; CROPPER; ZARIN, 2015; ÁVILA et al., 2017; D'OLIVEIRA et al., 2017). Entretanto, este aumento não se estende por mais de uma década após as intervenções (CARVALHO; SILVA; LOPES, 2004; ÁVILA et al., 2017), devido ao rápido fechamento do dossel, que reduz a disponibilidade de luz, aumentando a competição por recursos novamente (FORTINI; CROPPER; ZARIN, 2015; ÁVILA et al., 2017). Nova remedição das parcelas permanentes após 10 anos da intervenção na floresta permitiria a confirmação desta suposição.

Em estudo de crescimento após exploração na Floresta Nacional do Tapajós, Van Gardingen, Valle e Thompson (2006) registraram resposta pouco significativa no crescimento das espécies emergentes do dossel. No presente trabalho, *H. excelsum* também não apresentou aumento significativo na taxa de incremento após a intervenção (FIGURA 7.3c). Trata-se de uma espécie secundária tardia (AMARAL et al., 2009) e costuma ocupar o estrato emergente do dossel (SILVA; CARVALHO; LOPES, 1985). Possivelmente, a falta de resposta do crescimento após o manejo florestal ocorreu por estas árvores já estarem no estrato superior (dominantes), sem competição direta por luz.

Não ficou claro o motivo da redução do crescimento de *T. burserifolia* após a intervenção (FIGURA 7.3d). *T. burserifolia* pertence ao grupo ecológico das secundárias tardias (AMARAL et al., 2009), assim como *E. uncinatum*. Esta resposta não era esperada, pois em geral os estudos relatam aumentos nas taxas de crescimento após intervenção, como ocorreu para *A. leiocarpa* e *E. uncinatum* ou ainda indiferença, como ocorreu para *H. excelsum*. A redução do crescimento de *T. burserifolia* em resposta ao manejo pode ter ocorrido devido à excessiva abertura do

dossel, no entanto, são necessários estudos futuros mais aprofundados para a completa compreensão das causas.

Fortini, Cropper e Zarin (2015) também registraram diminuição no crescimento em diâmetro de *Calycophyllum spruceanum* (Benth.) Hook. f. ex K. Schum após exploração florestal, apesar de se tratar de uma espécie intolerante à sombra. Os autores associaram esta resposta a aberturas de dossel relativamente pequenas, que beneficiaram as espécies competidoras tolerantes à sombra, que entraram em competição com a referida espécie na busca por recursos. Nesse estudo eles descartaram a hipótese de danos do manejo terem gerado a redução do crescimento de *C. spruceanum*, justificando que dados de monitoramento da colheita florestal revelaram que estes danos foram mínimos e afetaram indiscriminadamente as espécies.

A variação da taxa de incremento depende, principalmente, do grau de abertura do dossel (CARVALHO; SILVA; LOPES, 2004). Nas áreas em que foram instaladas as parcelas permanentes houve remoção de aproximadamente 60% das árvores de porte comercial, indicando que este nível de intervenção foi favorável ao aumento do crescimento de algumas espécies. Segundo esses autores, conhecer as características particulares de resposta de cada espécie às intervenções auxilia no planejamento dos tratamentos. Tais planejamentos poderiam ser direcionados aos objetivos específicos de cada floresta produtiva, como por exemplo, com intervenções silviculturais realizadas para favorecer espécies de maior interesse.

Existem poucas pesquisas que registraram o crescimento das espécies selecionadas no presente trabalho (AZEVEDO, 2006; LIRA, 2011; VASCONCELOS NETO, 2012), apesar de não existirem registros de estudos específicos para as mesmas na microrregião de Sinop, MT. O incremento anual de *A. leiocarpa* foi inferior ao incremento periódico anual registrado em floresta primária por Vasconcelos Neto (2012; 0,78 cm ano⁻¹) na Amazônia Sul Ocidental, no estado do Acre. Entretanto, este autor estudou diferentes níveis de competição, e os incrementos registrados para *A. leiocarpa* em níveis médios de competição (0,28 cm ano⁻¹) foi semelhante ao registrado no presente trabalho por dendrocronologia (0,26 cm ano⁻¹). Para *E. uncinatum* e *H. excelsum*, a amplitude do incremento registrado nas parcelas permanentes e por dendrocronologia no presente trabalho são próximos ao registrado por Vasconcelos Neto (2012) no Acre e por Azevedo (2006) no Amapá. Entretanto, os

incrementos registrados para *T. burserifolia* no Amapá (0,36 cm ano⁻¹; AZEVEDO, 2006) e no Amazonas (0,32 cm ano⁻¹; LIRA, 2011) foram inferiores aos registrados no presente trabalho (0,51 cm ano⁻¹).

É importante destacar que nenhum dos trabalhos sobre o crescimento das espécies selecionadas (AZEVEDO, 2006; LIRA, 2011; VASCONCELOS NETO, 2012) foi realizado na Floresta Amazônica de Transição e que características ambientais desta tipologia podem justificar as diferenças encontradas em outras tipologias Amazônicas. Por exemplo, *T. burserifolia* na Floresta Amazônica de Transição é a terceira espécie de maior importância (TABELA 5.2) e a mais abundante entre as 4 espécies em estudo (TABELA 6.2), indicando que a microrregião de Sinop pode ser uma área preferencial ao desenvolvimento dessa espécie, o que poderia justificar os maiores incrementos registrados no presente trabalho. Ainda, vale destacar que, mesmo após a compatibilização entre medidas de incrementos anuais com e sem casca, e à altura do DAP e à 1 metro do solo, os diferentes métodos de aferição do crescimento podem ter resultado em parte das diferenças observadas.

7.4.4 Incremento por classe diamétrica

As espécies apresentaram padrões diferenciados de crescimento (FIGURA 7.4) o que fortalece a indicação de que as diretrizes de manejo para as florestas naturais de produção devem ser adequadas às características individuais de cada espécie, ou de um grupo de espécies com características semelhantes (BRAZ et al., 2015; CUNHA; FINGER; HASENAUER, 2016; FORTINI; CROPPER; ZARIN, 2015; ROSA et al., 2017; MIRANDA, D. L. C. et al., 2018). Diretrizes generalizadas podem representar um risco à sustentabilidade do manejo florestal (BRAZ et al., 2015; FORTINI; CROPPER; ZARIN, 2015).

A variação de crescimento em árvores da mesma espécie pode ser consequência de muitos fatores, como características genéticas (MIRANDA, Z. P. et al., 2018), climática (D'OLIVEIRA et al., 2017), ou acesso diferenciado aos recursos necessários ao seu crescimento durante as diferentes fases do ciclo de vida, como o efeito da competição, onde o acesso a luz pode ser diferenciado para cada árvore (BEC et al., 2015; ROZENDAAL et al., 2015; CANETTI et al., 2016). Estes fatores justificam os desvios padrões do crescimento nas diferentes classes diamétricas.

Em uma mesma tipologia, a trajetória de crescimento registrada para uma espécie pode ser considerada a representação geral de seu padrão de crescimento (BRIENEN; ZUIDEMA, 2006b). A culminação do crescimento de *A. leiocarpa* ocorreu em dimensão inferior ao das outras espécies (DAP = 25 cm). O maior crescimento em maiores ou menores dimensões podem indicar os grupos ecológicos aos quais as espécies pertencem (CUNHA; FINGER; HASENHAUER, 2016). *A. leiocarpa* é classificada como espécie secundária inicial, enquanto as outras três espécies são secundárias tardias (AMARAL et al., 2009). Portanto, enquanto as três espécies secundárias tardias sobrevivem abaixo do dossel da floresta em um lento processo de espera, buscando melhores condições de luminosidade, podendo atingir idades e diâmetros maiores (LAMPRECHT, 1990), *A. leiocarpa* cresce rapidamente em busca de iluminação, mas atinge sua culminação ao chegar neste ponto, e seu crescimento em DAP tende a estagnar.

Em florestas naturais, o crescimento das espécies inicia lento, passa por fase de maior crescimento e alcança seu máximo, seguido pela redução até a estagnação (ALDER, 1995). *A. leiocarpa*, *E. uncinatum* e *T. burserifolia* seguiram este padrão (FIGURAS 7.4 e 7.6), enquanto *H. excelsum* manteve o crescimento constante durante 5 classes diamétricas, não ultrapassando 0,5 cm ano⁻¹, exceto na classe de 65 cm. A constância do crescimento de *H. excelsum* até maiores dimensões é característica de espécies secundárias tardias, que podem estar abaixo do dossel por longos anos de espera (LAMPRECHT, 1990) ou ainda, por ser espécie emergente e indiferente à sombra, que cresce de forma contínua, independentemente da disponibilidade de luz (SILVA; CARVALHO; LOPES, 1985).

A tendência negativa das espécies secundárias tardias (*E. uncinatum*, *H. excelsum* e *T. burserifolia*) quanto ao tempo de passagem entre classes diamétricas (FIGURA 7.5), nas quais as classes de menores diâmetros demoram mais tempo para ultrapassar para a classe diamétrica subsequente, também ilustram o longo tempo de espera abaixo do dossel da floresta em busca de maior luminosidade. Em contrapartida, a tendência do tempo de passagem em formato de U da espécie secundária inicial (*A. leiocarpa*), já foi apontado por Brien e Zuidema (2006b) para *Bertholletia* Bonpl., que também é um gênero de espécies secundárias iniciais (GOUVEIA et al., 2011). A mesma tendência também foi registrada para *Goupia glabra* Aubl. na microrregião de Sinop, MT (OLIVEIRA et al., 2015), que, apesar de se

tratar de uma espécie secundária tardia (ARAÚJO et al., 2009), apresenta o auge de seu crescimento nas classes diamétricas de 25 cm e 35 cm, como ocorreu para *A. leiocarpa* no presente trabalho.

7.4.5 Modelagem do crescimento em nível de espécie

A seleção de funções de crescimento mais apropriadas, conforme realizado no presente capítulo (TABELA 7.4; FIGURA 7.6), é um aspecto importante para a modelagem da floresta (BURKHART; TOMÉ, 2012) e representa um grande avanço para o manejo sustentável da Floresta Amazônica (BRIENEN; ZUIDEMA, 2006a; CUNHA, FINGER, HASENHAUER, 2016).

Os maiores erros no ajuste das equações de crescimento, com base na dispersão dos resíduos, ocorreram nas classes diamétricas iniciais (ANEXOS I-IV), ou seja, na fase jovem de crescimento. O crescimento juvenil está mais sujeito ao efeito da competição, uma vez que as árvores ainda não alcançaram o dossel e estão em busca de luminosidade. Alta diversidade na trajetória de crescimento de árvores na fase juvenil, relacionados com o nível de competição a que as árvores estavam submetidas, já foi registrado por outros autores (BRIENEN; ZUIDEMA, 2006b; BRAZ et al., 2015; ROZENDAAL et al., 2015).

O crescimento volumétrico das espécies em estudo seguiu o mesmo padrão do crescimento diamétrico (FIGURA 7.7), atingindo a culminação, entretanto, em idades superiores, seguindo tendência já consolidada na literatura (ex. SCHÖNGART, 2008; ROSA et al., 2017; MIRANDA, D. L. C. et al., 2018; MIRANDA, Z. P. et al., 2018). Segundo Assmann (1970), é no volume acumulado da árvore no decorrer do tempo que se obtém a medida completa da atividade vital de uma árvore, em que as três fases de crescimento (jovem, adulta e senil) podem ser definidas. Esse autor descreveu que, assim como o incremento em altura de uma árvore culmina anteriormente ao da área basal, o incremento em volume, que considera as duas variáveis, culmina em idades posteriores.

7.4.6 Curvas de incremento e produção

Considerando a distribuição diamétrica das espécies em florestas primárias (FIGURA 6.1), os diâmetros disponíveis nas amostras estudadas por dendrocronologia (TABELA 7.3) contemplaram mais de 70% do número de árvores (DAP \geq 20 cm). Especialmente para *E. uncinatum* e *T. burserifolia*, os DAP presentes nas amostras abrangeram 99% e 98% da frequência acumulada, respectivamente. Portanto, estima-se que menos de 2% das árvores destas espécies atingirão as dimensões do ponto de rotação técnica (TABELA 7.5).

O IMA da árvore individual é uma variável importante para o manejo, especialmente quando se almeja cortar a árvore no momento em que ela atinge máximo incremento médio em volume, sem considerar o crescimento da população como um todo, já que a culminação do crescimento da população ocorre muito antes do que em nível de árvore individual (ASSMANN, 1970). Portanto, o registro da tendência das curvas de incremento das espécies em estudo é uma informação crucial para o planejamento do manejo florestal sustentável.

Os pontos de rotação técnica e máximo ICA das espécies (FIGURA 7.8; TABELA 7.5) reforçaram as tendências observadas no incremento em DAP por classe diamétrica (FIGURA 7.4). *A. leiocarpa*, espécie secundária inicial, atingiu estes pontos em menores diâmetros, enquanto *H. excelsum* atingiu em dimensões intermediárias. As outras duas espécies alcançaram a rotação técnica em DAP estimados superiores a 160 cm.

O máximo ICA em volume da árvore individual é utilizado para definir diâmetros mínimos de corte e ciclos de corte para espécies da Amazônia (SCHÖNGART, 2008; ROSA et al, 2017; MIRANDA, Z. P. et al., 2018). Se o manejo ocorrer antes do máximo ICA e após o máximo IMA, a produção volumétrica das espécies estará sendo utilizada de forma ineficiente, pois as espécies ainda não teriam atingido ou já teriam ultrapassado sua fase ótima de crescimento (SCHÖNGART, 2008; BRAZ; MATTOS, 2015). Portanto, a definição do máximo ICA por espécie é também essencial para o efetivo planejamento do manejo florestal sustentável na Amazônia.

As curvas de incremento em volume da árvore individual são importantes sinalizadoras dos parâmetros ideais para o manejo sustentável das espécies. Entretanto, cabe salientar que outras variáveis que representam a dinâmica de cada

espécie devem ser consideradas, para a tomada de decisões. É importante definir o estoque disponível de árvores por classe diamétrica, taxas de ingresso e mortalidade, além do conhecimento do crescimento por espécie para o estabelecimento das diretrizes de manejo para as espécies (SEBBEN et al., 2008; FREE et al., 2014; GROENENDIJK; BONGERS; ZUIDEMA, 2017; FREE, 2017).

7.5 CONCLUSÕES

As espécies *A. leiocarpa*, *E. uncinatum*, *H. excelsum* e *T. burserifolia* mostraram potencial para estudos dendrocronológicos, por apresentarem anéis de crescimento anuais visíveis.

A diferença no padrão de crescimento de cada espécie foi acentuada e esteve associada às características dos grupos ecológicos aos quais pertencem. *A. leiocarpa* apresentou padrão de espécie secundária inicial, atingindo menores dimensões, e seu máximo incremento mais jovem que as outras espécies. *E. uncinatum* e *T. burserifolia* apresentaram características inversas às de *A. leiocarpa*, típicas de espécies secundárias tardias. *H. excelsum* provavelmente é indiferente à luminosidade, o que ficou configurado pela constância de seu crescimento.

As diferenças nos padrões de crescimento de cada espécie ressaltam a importância de se planejar o manejo florestal considerando suas características de maneira individual. Considerar a floresta como um todo e definir um incremento médio para todas as espécies, como é feito atualmente na legislação, pode acarretar erros grosseiros nas projeções de estoques futuros de volume de madeira.

O conjunto de análises sobre o crescimento das espécies em diâmetro e em volume das árvores individuais servirão de base para simulações do crescimento da população das espécies, permitindo a elaboração de parâmetros de manejo que garantam sua sustentabilidade. É importante salientar que são necessários estudos sobre a dinâmica da população e estoque disponível para elaboração de diretrizes eficazes para o manejo das espécies.

8 CAPÍTULO IV: SIMULAÇÕES DE MANEJO FLORESTAL VISANDO A MÁXIMA PRODUÇÃO SUSTENTÁVEL DE ESPÉCIES COMERCIAIS EM ECÓTONO DE FLORESTA AMAZÔNICA

RESUMO

O objetivo neste capítulo foi definir diâmetros mínimos de corte (DMC) para *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F. Macbr., *Erismia uncinatum* Warm., *Hymenolobium excelsum* Ducke e *Trattinnickia burserifolia* Mart., com base na dinâmica de suas populações, e simular ciclos de corte para a estrutura diamétrica encontrada na microrregião de Sinop, estado de Mato Grosso. Resultados dos capítulos anteriores foram utilizados para calcular, por projeção diamétrica, os diâmetros a 1,30 m do solo (DAP) em que ocorrem o máximo incremento anual em volume e o ponto de rotação técnica em nível de população. Foram comparados os incrementos em volume produzidos por diferentes combinações de DMC e ciclos de corte. Considerar o ponto de rotação técnica da população como DMC retornou maiores produções volumétricas, quando comparado com os critérios definidos em legislação (DMC = 50 cm e ciclo de corte = 35 anos) e demais DMC testados. Para o DMC = 86 cm, o incremento volumétrico de *E. uncinatum* foi 6 vezes maior do que seria com o DMC, definido na legislação. Para as outras espécies, o DMC mais produtivo ocorreu próximo aos 50 cm de DAP. Ciclos de corte mais curtos produziram maiores incrementos volumétricos anuais. A metodologia aplicada para a definição do DMC demonstrou ser uma ferramenta eficaz, com potencial de aplicação por gestores florestais, visando a maximização da produção do manejo da Floresta Amazônica.

Palavras-chave: Diâmetro mínimo de corte. Ciclo de corte. Simulação da produção.

CHAPTER IV: FOREST PROJECTIONS AIMING TO ACHIEVE AN MAXIMUM SUSTAINABLE MANAGEMENT OF TIMBER SPECIES IN AN AMAZON FOREST ECOTONE

ABSTRACT

The objective in this chapter was to define minimum cutting diameters (MCD) for *Apuleia leiocarpa* (Vogel) JF Macbr., *Erisma uncinatum* Warm., *Hymenolobium excelsum* Ducke and *Trattinnickia burserifolia* Mart. based on their population dynamics and to project cutting cycles to forest structure found in Sinop micro-region, Mato Grosso state. Results from the previous chapters were used to calculate the diameters at 1.30 m from the soil (dbh) where the maximum annual increment in volume and the theoretical rotation point occur at the population level. The produced volume growth by different combinations of MCD and cutting cycles were compared. Considering the theoretical rotation point of the population as the MCD returned higher annual growth increments when compared to the Brazilian law criteria (MCD = 50 cm and cutting cycle = 35 years) and others MCD tested. Annual increment of *E. uncinatum* for MCD = 86 cm was six times bigger than it would be with Brazilian law MCD. For the other species, the most productive MCD occurred near the 50 cm of dbh. Shorter cutting cycles produced higher annual growth increments. The methodology applied for the definition of MCD proved to be an effective tool, with potential for application by forest managers, aiming to maximize forest management production in the Amazon Forest.

Keywords: Minimum cutting diameter. Cutting cycle. Yield projection.

8.1 INTRODUÇÃO

Os fatores que determinam a produção futura das espécies comerciais, quando se considera o manejo florestal policíclico, são o ciclo de corte, o diâmetro mínimo de corte (DMC), a intensidade de exploração, a abundância local, a distribuição diamétrica e as taxas de crescimento, ingresso e mortalidade das espécies de interesse comercial (GROENENDIJK; BONGERS; ZUIDEMA, 2017). Sabe-se que os desbastes realizados a cada ciclo do manejo florestal podem acelerar a dinâmica da população, favorecendo seu crescimento, melhorando a qualidade da madeira, quando se seleciona os fustes mais vigorosos, e diminuindo o acúmulo de madeira perdida por mortalidade dos indivíduos que já passaram da fase de melhor crescimento e atingiram a estagnação (MATTIOLI et al., 2015). Esses autores complementam, ainda, que as taxas de exploração não podem ser muito baixas, a ponto de não serem sustentáveis economicamente ou não favorecerem o crescimento das espécies comerciais, mas não podem ser tão altas, a ponto de acarretarem degradação do solo ou abertura excessiva do dossel.

O DMC deve ser definido, preferencialmente, com base no produto desejado, padrões de culminação do incremento (em diâmetro, volume e/ou econômica), tendências de mortalidade ao longo do tempo, características da maturidade reprodutiva das espécies e padrões de deterioração da qualidade da madeira relacionados à idade da árvore (SEYDACK, 2012), de preferência em nível de espécie (SCHÖNGART, 2008; MIRANDA, D. L. C. et al., 2018). Cada floresta, mesmo pertencendo a uma mesma tipologia, apresenta estoques diferenciados, dependendo não só das condições de sítio, mas também da fase de sucessão em que se encontra (BRAZ et al., 2015). Além disso, a definição do DMC também requer que o mercado atual seja considerado, tendo como critérios de análise pontos como as dimensões e características dos produtos desejados e viabilidade da sua cadeia produtiva (VAN GARDINGEN, VALLE; THOMPSON, 2006), bem como o procedimento particular de cada empresa (BRAZ et al., 2015).

O ciclo de corte deve ser compatível com a taxa de crescimento das espécies comerciais, baseados em suas idades de rotação biológica (SEYDACK, 2012), permitindo decorrer tempo suficiente para a restauração do estoque sustentável (SEYDACK et al., 1995). Neste contexto, a regulamentação do DMC e do ciclo de

corte, com base no crescimento individual de cada espécie e direcionada às particularidades de cada ambiente, é fundamental para o fornecimento contínuo dos recursos florestais (MIRANDA, D. L. C. et al., 2018).

Segundo Assmann (1970), o incremento por unidade de área é a variável decisiva no manejo florestal. Portanto, não somente o crescimento individual deve ser considerado, ao se comparar as taxas de incremento de diâmetro das espécies comerciais, mas também o desenvolvimento sucessional e a estrutura da floresta (ROSA et al., 2017). A simulação da produção em nível de população permite desenvolver diretrizes de gestão específicas para os ambientes ecológicos de uma região, e podem fornecer resultados mais precisos da produção florestal (FORTINI; CROPPER; ZARIN, 2015).

Embora alguns modelos de simulação tenham sido desenvolvidos para abordar os impactos ecológicos do manejo florestal, estes se limitaram a avaliar as práticas atuais (por exemplo, VAN GARDINGEN; VALLE; THOMPSON, 2006; SEBBEN et al., 2008; FREE; MATTHEW LANDIS; GROGAN, 2017), ao invés de identificar ou avaliar alternativas de manejo sustentável (FORTINI; CROPPER; ZARIN, 2015). A questão não é se a extração arbitrária, como realizada atualmente, é sustentável, mas quais estratégias são viáveis para possibilitar a extração sustentável de madeira (BRAZ et al., 2015).

Diante do exposto, os objetivos desse capítulo são definir o DMC ideal para *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F. Macbr., *Erismia uncinatum* Warm., *Hymenolobium excelsum* Ducke e *Trattinnickia burserifolia* Mart. e simular ciclos de cortes para a estrutura padrão encontrada na microrregião de Sinop. Testou-se a hipótese de que é possível maximizar a produção madeireira utilizando modelos dendrométricos em nível de espécie.

8.2 MATERIAL E MÉTODOS

8.2.1 Dados utilizados

Para as simulações de manejo florestal, foram combinadas as informações provenientes das funções densidade de probabilidade ajustadas no capítulo II (TABELA 6.4), dos incrementos em DAP por classe diamétrica (FIGURA 7.4), das

equações de crescimento em diâmetro (TABELA 7.4) e das curvas de crescimento e produção em volume (FIGURA 7.8) do capítulo III.

8.2.2 Projeção dos incrementos das populações

Para a projeção dos incrementos da população de cada espécie no tempo, assumiu-se que a sua distribuição reproduz o mesmo padrão de formação ocorrido no passado, servindo de base para o direcionamento do manejo futuro (GOTELLI, 2008; LUNDQVIST, 2017).

Foram realizados os seguintes procedimentos (FIGURA 8.1):

- I. A saída das funções densidade de probabilidade (TABELA 6.4) é o número de árvores e a entrada é o diâmetro das árvores. Por esse motivo, é possível trabalhar diretamente com o diâmetro, e não apenas com classes diamétricas. Utilizando-se as equações de crescimento (TABELA 7.4), para gerar os valores de diâmetro, estimou-se o número de árvores em cada tempo “ t ”, referente à curva de crescimento das espécies. Com este procedimento, foi possível estimar a distribuição diamétrica por espécie no tempo (tempo x número de árvores ha^{-1}). Como as distribuições diamétricas reais foram estabelecidas com dados a partir de DAP ≥ 20 cm, os cálculos foram realizados a partir desta dimensão diamétrica;
- II. O número de árvores em cada tempo “ t ” foi multiplicado pelo volume da árvore individual em cada tempo (FIGURA 7.8), resultando na curva de produção da população ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) em cada tempo relativo à equação de crescimento;
- III. Da curva de produção em volume da população, foram derivados os incrementos médio anual (IMA) e corrente anual (ICA), conforme as equações (8.1) e (8.2).

$$IMA_V = \frac{V_t}{t} \quad (8.1)$$

$$ICA_V = V_{t+1} - V_t \quad (8.2)$$

Em que:

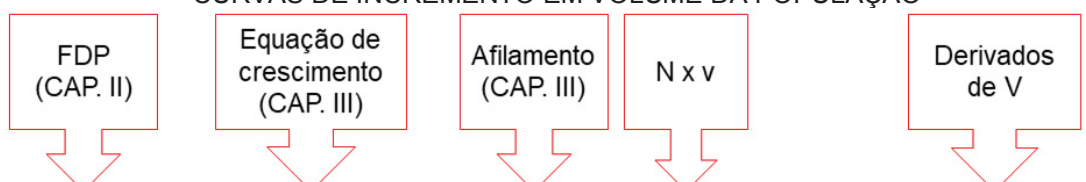
IMA_V = incremento médio anual em volume ($m^3 ha^{-1} ano^{-1}$)

ICA_V = incremento corrente anual em volume ($m^3 ha^{-1} ano^{-1}$)

V = volumes acumulados ($m^3 ha^{-1}$), em diferentes tempos “ t ”, na curva de crescimento da árvore

t = tempo relativo à curva de crescimento

FIGURA 8.1 - ILUSTRAÇÃO DO PROCESSO METODOLÓGICO PARA OBTENÇÃO DAS CURVAS DE INCREMENTO EM VOLUME DA POPULAÇÃO



N (árv. ha ⁻¹)	Idade (anos)	DAP (cm)	v (m ³)	V (m ³ ha ⁻¹)	IMAv (m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹)	ICAv (m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹)
0,08	60	22,57	0,28	0,02	3,9 x 10 ⁻⁴	2,1 x 10 ⁻³
0,09	61	23,08	0,29	0,03	4,1 x 10 ⁻⁴	2,1 x 10 ⁻³
0,09	62	23,59	0,31	0,03	4,4 x 10 ⁻⁴	2,1 x 10 ⁻³
0,09	63	24,10	0,33	0,03	4,7 x 10 ⁻⁴	2,1 x 10 ⁻³
0,09	64	24,62	0,35	0,03	5,0 x 10 ⁻⁴	2,2 x 10 ⁻³
0,09	65	25,15	0,37	0,03	5,2 x 10 ⁻⁴	2,2 x 10 ⁻³

FONTE: A autora (2019).

NOTA: as caixas com contorno vermelho informam a origem dos dados da coluna para a qual estão direcionadas as flechas. FDP = funções densidade de probabilidade; N = número de árvores; DAP = diâmetro à 1,3 m do solo; v = volume da árvore individual; V = volume da população; IMAv = incremento médio anual da população em volume e; ICAv = incremento corrente anual da população em volume.

8.2.3 Cálculo do DMC e ciclo de corte pelo método GOL

O DMC pelo método *Growth Oriented Logging*, ou GOL (SCHÖNGART, 2008), é definido como o máximo incremento corrente anual (ICA) em nível de árvore individual, que foi calculado no capítulo III (TABELA 7.5). O ciclo de corte é obtido pela média do tempo de passagem entre classes diamétricas, conforme equação (8.3).

$$Ciclo\ de\ corte\ (anos) = \frac{Idade_{DMC}}{0,1 \cdot DMC} \quad (8.3)$$

Em que:

Ciclo de corte (anos) = intervalo de tempo entre explorações na floresta

DMC = diâmetro mínimo de corte, definido como o diâmetro em que a espécie atinge o máximo ICA

Idade_{DMC} = idade em que a espécie atinge o *DMC*

8.2.4 Simulações de manejo

Foi utilizado o método de projeção por classe diamétrica (ALDER, 1995) para comparação e seleção dos incrementos volumétricos obtidos a partir das diferentes combinações de ciclo de corte e DMC com os seguintes cenários:

- I. DMC = 50 cm e ciclo de corte = 35 anos, conforme legislação atual (BRASIL, 2006);
- II. DMC definido pelo DAP de rotação técnica da população e o ciclo de corte da legislação atual;
- III. DMC definido pelos pontos de máximo ICA e cruzamento das curvas de ICA e IMA da população (tópico 8.2.2) e ciclo de corte calculados pelo método *GOL* no tópico 8.2.3;
- IV. DMC e ciclo de corte calculados pelo método *GOL* no tópico 8.2.3;
- V. DMC definido pelo DAP de rotação técnica da população e ciclos de corte crescentes (10 a 70 anos).

O processo matemático para as simulações no método de projeção por classe diamétrica é definido pela equação (8.4).

$$N_{k,t+1} = N_{k,t} + I_k - O_k - M_k - H_k \quad (8.4)$$

Em que:

$N_{k,t+1}$ = número de árvores na classe k no período $t + 1$

$N_{k,t}$ = número de árvores na classe k no período t

I_k = recrutamento na classe k durante o período

O_k = número de árvores que migraram da classe k para classes subsequentes durante o período

M_k = mortalidade na classe k durante o período

H_k = árvores extraídas durante o período

As matrizes foram construídas a partir da classe diamétrica de 30 cm, para períodos de 5 em 5 anos (k), até alcançar o ciclo de corte desejado. O volume de colheita (H_k) considerado foi o disponível nas árvores de DAP superior ao DMC.

Foram utilizados os seguintes dados:

- I. Estrutura diamétrica inicial ($N_{k,t}$): obtida das funções densidade de probabilidade ajustadas por espécie (TABELA 6.4), considerando $DAP \geq 30$ cm;
- II. Incremento médio por classe diamétrica: proveniente das equações de crescimento desenvolvidas no Capítulo III (TABELA 7.4). O número de árvores que migraram para as classes subsequentes (O_k) foi calculado a partir do tempo de passagem entre classes diamétricas, conforme equação (8.5), descrita por Alder (1995).

$$O_k = \frac{t \cdot i}{w} \quad (8.5)$$

Em que:

O_k = número de árvores que migraram da classe k para classes subsequentes durante o período considerado

i = incremento médio da classe diamétrica k (obtido da equação de crescimento)

w = intervalo entre classes diamétricas (10 cm no presente trabalho)

t = período considerado

- III. Recrutamento (I_k): foram consideradas como recrutamento o número de árvores da classe diamétrica de 20 cm que migraram para as classes subsequentes, obtidas pela equação (8.5);
- IV. Mortalidade (M_k): a mortalidade foi estimada utilizando-se o conceito baseado em Lundqvist (2017), segundo a equação (8.6).

$$M_i = 100 \left(1 - \frac{N_{i+1} i_{i+1}^{\frac{2}{t_i + t_{i+1}}}}{N_i i_i} \right) \quad (8.6)$$

Em que:

M_i = percentual de mortalidade anual na classe diamétrica i

N_i = número de árvores na classe i

N_{i+1} = número de árvores na classe subsequente a i

i_i e i_{i+1} = incremento médio anual em diâmetro (cm) das classes i e $i + 1$ (obtidos da equação de crescimento)

t_i e t_{i+1} = tempo de passagem (anos) das classes diamétricas i e $i + 1$ para as classes subsequentes (obtidos da equação de crescimento)

Após obtida a estrutura diamétrica final da matriz de projeção por classe diamétrica, converteu-se o número de árvores em volume, conforme funções de afilamento descritas no Capítulo III pelas equações (7.1), (7.2) e (7.3), para obtenção da produção total no período considerado. Esta produção foi dividida pelos ciclos de corte estabelecidos no cálculo do incremento anual da população, com objetivo de comparar proporcionalmente as produções dos diferentes DMC e ciclos de corte testados.

8.3 RESULTADOS

8.3.1 Crescimento e produção das populações

O máximo ICA e o ponto de rotação técnica da população em volume (TABELA 8.1; FIGURA 8.2) ocorreram em diâmetros inferiores aos registrados para as árvores individuais (TABELA 7.5). Ainda, esses pontos foram alcançados em diâmetros disponíveis nas amostras dos fustes das árvores (FIGURA 8.2), não havendo necessidade de extrapolação das equações de crescimento em volume, como realizado em nível de crescimento em diâmetro de árvore individual (FIGURA 7.8).

Para *A. leiocarpa* e *E. uncinatum*, a culminação do ICA e o ponto de rotação técnica ocorreram em idades superiores as das outras duas espécies, aproximadamente aos 150 e 200 anos, respectivamente. *T. burserifolia* atingiu esses pontos em idades inferiores (72 e 97 anos, respectivamente). *H. excelsum*, por sua vez, atingiu esses pontos em idades intermediárias (106 e 150 anos, respectivamente).

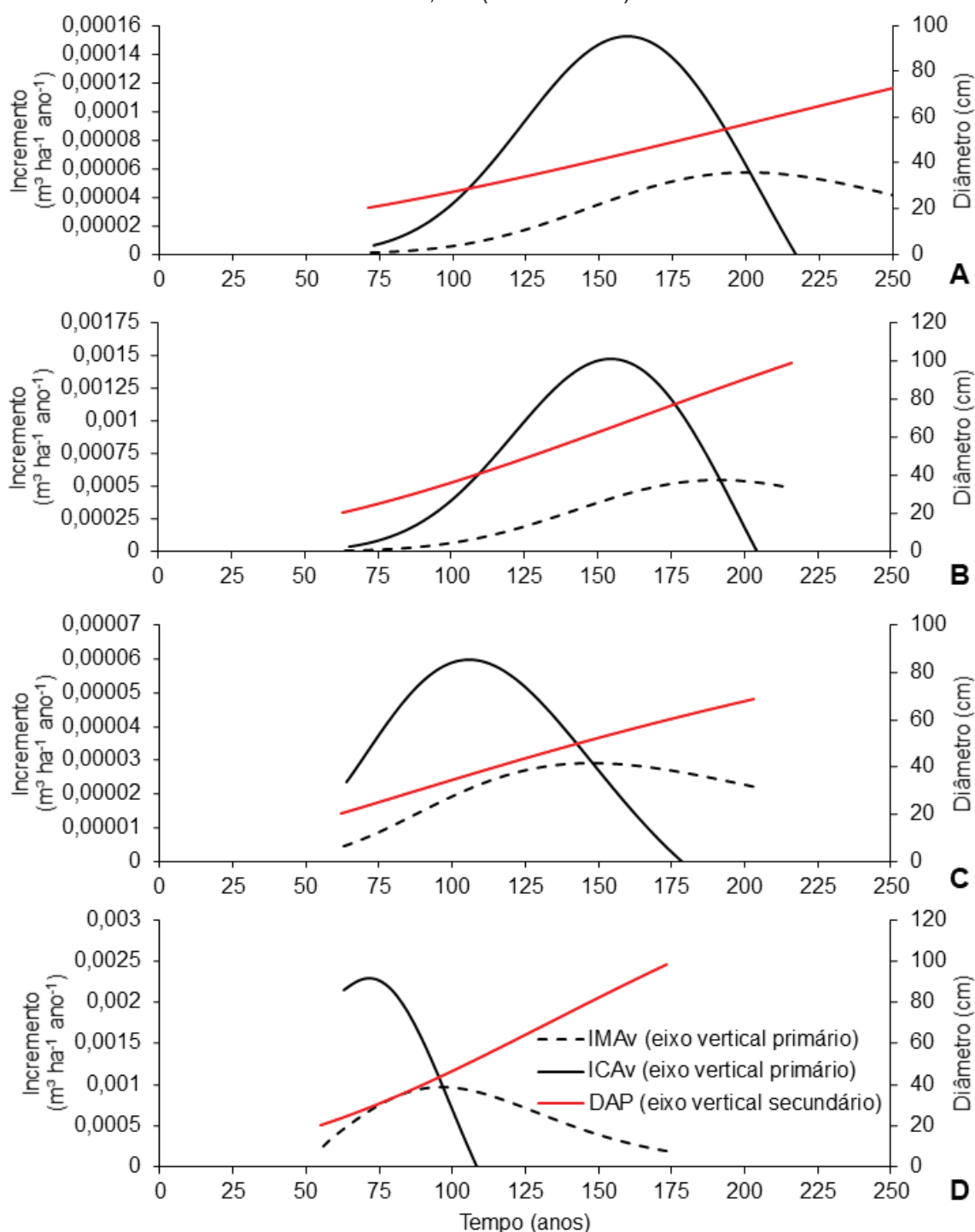
TABELA 8.1 - IDADES E DIÂMETROS ESTIMADOS DOS PONTOS EM QUE OCORREM A ROTAÇÃO TÉCNICA E O MÁXIMO INCREMENTO CORRENTE ANUAL EM VOLUME DA POPULAÇÃO PARA AS ESPÉCIES EM ESTUDO EM FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT

Espécie	Rotação técnica		Máx. ICA	
	DAP (cm)	Idade (anos)	DAP (cm)	Idade (anos)
<i>Apuleia leiocarpa</i>	58	203	44	160
<i>Erismia uncinatum</i>	86	192	64	154
<i>Hymenolobium excelsum</i>	52	150	37	106
<i>Trattinnickia burserifolia</i>	45	97	29	72

FONTE: A autora (2019).

NOTA: DAP = diâmetro a 1,30 m do solo; Máximo ICA = máximo incremento corrente anual em volume da população; Rotação técnica = cruzamento das curvas de incremento corrente anual e incremento médio anual em volume da população.

FIGURA 8.2 - CURVAS DE INCREMENTO EM VOLUME E PRODUÇÃO EM DIÂMETRO PARA AS POPULAÇÕES DE *Apuleia leiocarpa* (A), *Erisma uncinatum* (B), *Hymenolobium excelsum* (C) E *Trattinnickia burserifolia* (D) EM FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT (DAP ≥ 20 cm)



FONTE: A autora (2019).

NOTA: No eixo vertical primário: IMAv = incremento médio anual em volume; ICAv = incremento corrente anual em volume. No eixo vertical secundário: DAP = diâmetro a 1,30 m do solo (cm) acumulado, obtido da equação de crescimento ajustada com os dados mensurados.

8.3.2 Parâmetros de manejo definidos pelo método GOL

Utilizando o método GOL (SCHÖNGART, 2008), os menores DMCs calculados foram para *A. leiocarpa* e *H. excelsum* (TABELA 8.2). Em contrapartida, os menores ciclos de corte calculados foram para *E. uncinatum* e *T. burserifolia*.

TABELA 8.2 - DIÂMETRO MÍNIMO DE CORTE (DMC) E CICLO DE CORTE EM FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT, PELO MÉTODO *GROWTH ORIENTED LOGGING* (SCHÖNGART, 2008)

ESPÉCIE	DMC (cm)	CICLO DE CORTE (anos)
<i>Apuleia leiocarpa</i>	63	37
<i>Erismia uncinatum</i>	119	22
<i>Hymenolobium excelsum</i>	80	31
<i>Trattinnickia burserifolia</i>	88	18

FONTE: A autora (2019).

8.3.3 Simulações de DMC e ciclo de corte

Para as quatro espécies, os critérios de manejo que produziram maior rendimento anual em volume (TABELA 8.3) foram o DMC, definido pelo ponto de rotação técnica da população (TABELA 8.2), com ciclos de corte curtos (10 anos). Para *A. leiocarpa*, *H. excelsum* e *T. burserifolia*, a combinação entre o ponto de máximo ICA da população e o ciclo de corte pelo método GOL foi a que menos produziu incremento ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$). Os parâmetros de manejo definidos na legislação foram os menos produtivos para *E. uncinatum*.

TABELA 8.3 - RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DE MANEJO DE FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT, UTILIZANDO DIFERENTES CRITÉRIOS DE DEFINIÇÃO DE DIÂMETRO MÍNIMO DE CORTE E CICLO DE CORTE

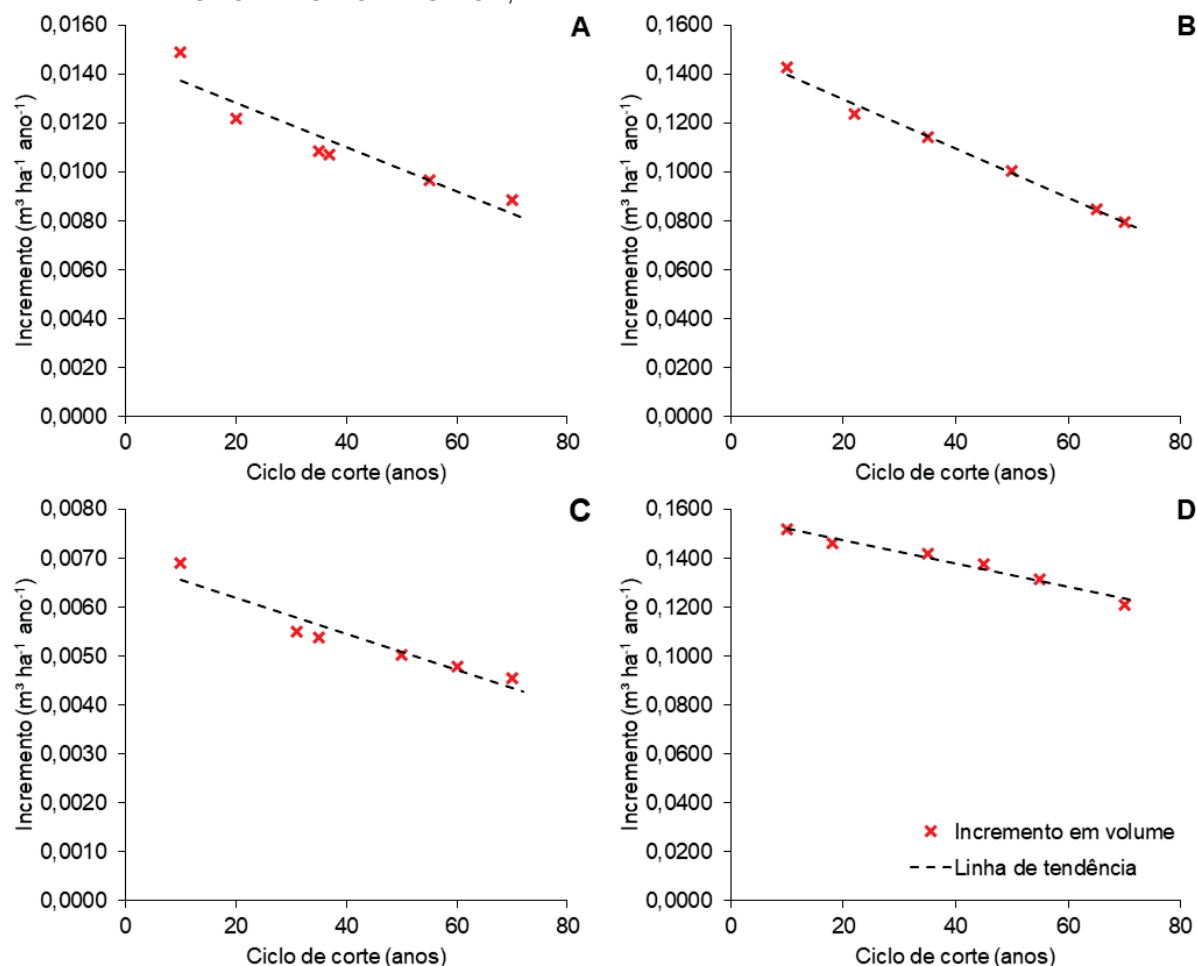
Espécie	DMC	Legisl.	Rot. _{pop.}	Rot. _{pop.}	ICA _{pop.}	GOL	Rot. _{pop.}	Rot. _{pop.}
	Ciclo	Legisl.	Legisl.	GOL	GOL	GOL	Curto	Longo
<i>Apuleia leiocarpa</i>	DMC (cm)	50	57	57	44	63	57	57
	Ciclo (anos)	35	35	37	37	37	10	70
	Inc. (m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹)	0,0078	0,0107	0,0106	0,0055	0,0113	0,0159	0,0086
	Vol. (m ³ 100 ha ⁻¹)	27,46	37,52	39,09	20,49	41,82	15,86	60,53
<i>Erismia uncinatum</i>	DMC (cm)	50	86	86	64	119	86	86
	Ciclo (anos)	35	35	22	22	22	10	70
	Inc. (m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹)	0,0238	0,114	0,1238	0,0643	0,08	0,1427	0,0795
	Vol. (m ³ 100 ha ⁻¹)	83,27	398,9	272,28	141,51	176,01	142,74	556,66
<i>Hymenolobium excelsum</i>	DMC (cm)	50	52	52	37	80	52	52
	Ciclo (anos)	35	35	31	31	31	10	70
	Inc. (m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹)	0,0051	0,0054	0,0055	0,0029	0,0049	0,0069	0,0046
	Vol. (m ³ 100 ha ⁻¹)	17,69	18,84	17,03	8,86	15,31	6,9	31,86
<i>Trattinnickia burserifolia</i>	DMC (cm)	50	45	45	29	88	45	45
	Ciclo (anos)	35	35	18	18	18	10	70
	Inc. (m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹)	0,1511	0,1419	0,1458	0,0823	0,1036	0,152	0,121
	Vol. (m ³ 100 ha ⁻¹)	528,95	496,69	262,49	148,17	186,43	151,97	847,05

FONTE: A autora (2019).

NOTA: DMC = diâmetro mínimo de corte; Ciclo = ciclo de corte; GOL = *growth oriented logging* (SCHÖNGART, 2008); Rot._{pop.} = ponto de rotação técnica da população; ICA_{pop.} = máximo incremento corrente anual da população; Legisl. = parâmetros definidos em Instrução Normativa (BRASIL, 2006); Inc. = incremento médio anual em volume obtido com as simulações; Vol. (m³ 100 ha⁻¹) = volume total produzido em uma área de 100 ha, durante o ciclo de corte considerado. Em negrito estão destacados os maiores incrementos anuais em volume obtidos nas simulações.

Considerando o DMC definido pelo ponto de rotação técnica da população, a produção volumétrica anual foi decrescente para as quatro espécies, conforme aumento do ciclo de corte (FIGURA 8.3).

FIGURA 8.3 - INCREMENTO ANUAL EM VOLUME CONSIDERANDO OS DMC ESTABELECIDOS PELO PONTO ÓTIMO DE ROTAÇÃO DA POPULAÇÃO E DIFERENTES CICLOS DE CORTE PARA *Apuleia leiocarpa* (A), *Erismia uncinatum* (B), *Hymenolobium excelsum* (C) E *Trattinnickia burserifolia* (D) EM FLORESTAS DE TRANSIÇÃO NA MICRORREGIÃO DE SINOP, MT



FONTE: A autora (2019).

8.4 DISCUSSÃO

8.4.1 Parâmetros de manejo definidos pelas curvas de incremento da população

Nos sistemas de manejo policíclico, as árvores selecionadas para corte devem atingir, no mínimo, os diâmetros em que expressam seu maior potencial de crescimento em volume (MIRANDA, Z. P. et al., 2018) representado pelo DMC. Por esse motivo é essencial que se busque determinar para cada espécie o diâmetro em que ocorre maior produção de madeira, considerando o padrão de crescimento individual e as características demográficas da população.

O máximo ICA das espécies de interesse, obtidos a partir das curvas de incremento, ocorreram para *A. leiocarpa*, *H. excelsum* e *T. burserifolia* em diâmetros inferiores a 50 cm e de *E. uncinatum* ocorreu aos 64 cm (TABELA 8.1; FIGURA 8.2). Os pontos de rotação técnica, em que ocorreu o cruzamento das curvas de ICA e IMA, se aproximaram dos 50 cm para *A. leiocarpa*, *H. excelsum* e *T. burserifolia*, enquanto para *E. uncinatum* ocorreu aos 86 cm. Além de apresentar crescimentos ascendentes até maiores dimensões (FIGURA 7.3), *E. uncinatum* tem maiores concentrações de árvores em classes diamétricas maiores (FIGURA 6.1), o que justifica a culminação de suas curvas de crescimento em dimensões maiores, quando comparada com as outras espécies. Essa característica sugere a sua manutenção na floresta produtiva em dimensões maiores, pois o crescimento a partir dos 50 cm, estipulados como DMC na legislação, ainda garante rendimentos constantes em volume da população da espécie.

Segundo Miranda, Z. P. et al. (2018), o manejo das espécies em florestas multiâneas deve ser realizado entre os diâmetros de maior ICA e de rotação técnica, para maximização do volume obtido. Entretanto, os pontos de máximo ICA e de rotação técnica para as espécies do presente trabalho apresentou uma faixa de variação de no mínimo 25 anos e 14 cm de DAP. A definição de qual o melhor ponto a ser estabelecido como DMC dentro dessa faixa dependerá dos resultados das simulações debatidas nos próximos tópicos do presente capítulo. A incógnita estabelecida com esse resultado é se o DMC próximo aos 50 cm, estabelecido na legislação (BRASIL, 2006), proporciona maior rendimento de madeira para o próximo ciclo de corte ou se sua redução, no caso de *A. leiocarpa*, *H. excelsum* e *T. burserifolia*, e seu aumento, para *E. uncinatum*, são mais vantajosos.

As culminações das curvas de ICA e pontos de rotação técnica em volume da população para todas as espécies ocorreram em diâmetros e idades inferiores, quando comparados às curvas de incremento em nível de árvore individual (FIGURA 7.8; TABELA 7.5). Esse padrão está em acordo com o postulado por Assmann (1970) sobre o crescimento em níveis de árvore individual e de população. A culminação antecipada é decorrente da inclusão do número de árvores por classe diamétrica, que representa, indiretamente, as taxas de mortalidade e sobrevivência de uma população (ASSMANN, 1970; RUBIN; MANION; FABER-LANGENDOEN, 2006). À medida que as árvores aumentam progressivamente em tamanho, o mesmo acontece com o

número de árvores perdidas devido à mortalidade – aumentando o tempo necessário para atingir diâmetros maiores (SEYDACK, 2000; LUNDQVIST, 2017). Portanto, ainda que as árvores em nível individual estejam em crescimento ascendente, a mortalidade de sua população acelera a culminação das suas curvas de incremento.

Segundo Seydack (2000), os fatores demográficos da população das espécies comerciais são essenciais para determinação dos parâmetros ótimos do manejo. Na estrutura da floresta natural, o estoque disponível de árvores por classe diamétrica é o fator chave para as projeções de rendimento de madeira, em termos de número de árvores, área basal e volume (ONG; KLEINE, 1996), pois indicam a sobrevivência por classe diamétrica. Ou seja, o tempo de recuperação do volume de madeira manejado em um ciclo de corte é função, não apenas das taxas de crescimento específicas da espécie, mas também depende do número de árvores presentes nas classes diamétricas anteriores ao DMC (BRIENEN; ZUIDEMA, 2006a). Dessa forma, acredita-se que os pontos de culminação em nível de população calculados no presente capítulo são mais precisos para determinar o máximo rendimento em volume da população de uma espécie em floresta natural.

8.4.2 Parâmetros de manejo definidos pelo método GOL

Os DMCs definidos pelo método GOL (TABELA 8.2) estiveram acima dos 50 cm determinados na legislação federal atual (BRASIL, 2006) para todas as espécies. DMCs superiores a 50 cm foram registrados utilizando o método GOL para *Piranhea trifoliata* Baill. (70 cm; SCHÖNGART, 2008) e *Calophyllum brasiliense* Cambess. (81 cm; ROSA et al., 2017) em florestas de várzea. Entretanto, não foram encontrados registros de máximo ICA em diâmetros maiores a 100 cm, como ocorreu para *E. uncinatum* no presente trabalho.

Ciclos de corte menores que o da legislação, como definidos pelo método GOL para *E. uncinatum* e *T. burserifolia* são causados por maiores IMAs destas espécies, que geram menores tempos de passagem entre classes diamétricas (FIGURAS 7.5 e 7.6). Resultados similares foram registrados para *Qualea paraensis* Ducke e *Parkia pendula* (Willd.) Benth. ex Walp. de 11 e 17 anos, respectivamente (MIRANDA, D. L. C. et al., 2019).

Baseado nos resultados de Schöngart (2008) utilizando o método GOL, o estado de Amazonas inovou o manejo florestal das florestas de várzea, implementando em Instrução Normativa (AMAZONAS, 2010) o ciclo de corte de 12 anos para espécies com densidades da madeira abaixo de $0,60 \text{ g cm}^{-3}$ e de 24 anos para aquelas com densidades superiores, aplicando DMCs específicos para espécies de crescimento conhecido (MIRANDA, Z. P. et al., 2018). Conforme a literatura, *E. uncinatum* e *T. burserifolia* (TABELA 8.3), espécies com menores ciclos de corte definidos pelo método GOL, são também as espécies com menores densidades da madeira entre as estudadas, de $0,59$ (MAINIERI; CHIMELO, 1989) e $0,52 \text{ g m}^{-3}$ (SOUZA; CAMARGOS, 2002), respectivamente. Portanto, os resultados do presente trabalho estão em acordo com os descritos por Schöngart (2008) quanto à relação entre ciclos de corte e densidade da madeira.

8.4.3 Produção volumétrica utilizando diferentes critérios de manejo

Os incrementos ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) de cada espécie foram, de maneira geral, compatíveis com outros estudos realizados na Amazônia, utilizando parcelas permanentes (REIS et al., 2010; BRAZ et al., 2018). Reis et al. (2010) obtiveram incrementos similares aos do presente trabalho para *E. uncinatum* (TABELA 8.3), quando considerado ciclo de corte e DMC da legislação brasileira (BRASIL, 2006).

A definição de ciclos de corte e/ou DMC alternativos aos definidos em legislação produziu proporcionalmente maior incremento volumétrico para as quatro espécies em estudo, resultado este semelhante ao obtido por Groenendijk, Bongers e Zuidema (2017) em floresta tropical em Camarões. Em destaque, *E. uncinatum*, com um ciclo de corte curto (10 anos) e um DMC 70% maior que o da legislação (86 cm), produziu, aproximadamente, volume $\text{ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ 7 vezes maior. Ainda, *E. uncinatum* foi a espécie com maior ganho em produção com DMC e ciclos de corte alternativos aos da legislação, devido à alta produção volumétrica e maior número de árvores nas classes de DAPs superiores a 50 cm (FIGURAS 6.1 e 7.5). Todos os resultados, mas especialmente o de *E. uncinatum*, evidenciaram que é possível maximizar a produção do manejo florestal ao serem consideradas características das populações em nível de espécie. Mesmo sem a realização de tratamentos silviculturais, que deveriam ser considerados para aumentar a produtividade do manejo (ÁVILA et al., 2017), a

seleção de DMC ideais por espécie tem potencial para elevar os incrementos volumétricos.

O DAP em que ocorre o ponto de rotação técnica da população produziu maiores incrementos anuais quando definido como DMC para as quatro espécies, especialmente em ciclos de corte mais curtos (TABELA 8.3). A consideração da taxa ideal de incremento da população, e não apenas a média da árvore individual, é um conceito utilizado por Ong e Kleine (1996) e Bick et al. (1998) para Florestas naturais na Malásia. Os autores obtiveram o crescimento da população a partir do ponto zero, mediante utilização de parcelas permanentes e simulações da produção florestal, o que permitiu encontrar o que descreveram como a “população de máximo rendimento sustentável” e, a partir deste ponto, definiram taxas de extração e ciclos de corte ótimos. Glauner, Ditzer e Huth (2003) complementaram que o princípio subjacente do manejo é melhorar a condição da floresta, convertendo seu estoque até que um nível ótimo das espécies comerciais possa ser obtido, em um máximo incremento.

Segundo Bick et al. (1998), o volume de madeira extraído entre dois ciclos de corte deve oscilar na curva de crescimento da população entre um limite inferior e um limite superior ao volume de máximo rendimento, ponto onde ocorre o máximo ICA. Esses autores recomendaram que o DMC seja posterior ao DAP em que ocorre o máximo ICA em volume. No presente trabalho, o DAP em que ocorre o máximo ICA da população, menor entre os testados como DMC, produziu, em geral, os menores incrementos proporcionais em volume. Os resultados ilustram a recomendação de Bick et al. (1998), demonstrando que se a colheita for realizada no ponto de máximo ICA da população, o incremento produzido é inferior ao obtido caso fosse realizada em um ponto posterior, como o DAP da rotação técnica da população.

A definição de DMC, considerando apenas o crescimento da árvore individual como estabelecido no método *GOL*, resultou em incrementos volumétricos inferiores ao método de rotação da população e dos parâmetros fixos determinados pela legislação para todas as espécies, exceto para *A. leiocarpa*. A perda em volume foi especialmente maior para *E. uncinatum* e *T. burserifolia*, devido às culminações muito posteriores do ICA da árvore individual (FIGURA 7.8; TABELA 7.5) com relação às da população (FIGURA 8.2; TABELA 8.1). Para estas espécies, o incremento anual produzido chegou a representar menos de 50% da produção com DMC definido pelo ponto de rotação técnica da população e o ciclo de corte de 10 anos.

Portanto, o aumento indiscriminado do DMC não garante maior produtividade da floresta, contrariando o disposto por Sebbenn et al. (2007) e Lacerda, Nimmo e Sebbenn (2013). Conforme mencionado anteriormente, nos maiores diâmetros, as árvores crescem a taxas moderadas e os níveis de mortalidade são relativamente altos. Este “crescimento estagnado” poderia ser convertido em produtividade através da prevenção da mortalidade pela colheita seletiva de árvores maduras em declínio de vigor (SEYDACK, 2012) e justifica que as colheitas se restrinjam às árvores de maiores diâmetros (LUNDQVIST, 2017).

Os ciclos de cortes devem ter uma duração suficiente para garantir o alcance do DMC por árvores remanescentes (SEYDACK et al., 1995), mas não pode ser demasiado longo a ponto de não garantir o maior incremento potencial das árvores e a sustentabilidade econômica da floresta (MATTIOLI et al., 2015). As simulações no presente estudo revelaram que os ciclos de corte longos produziram incrementos volumétricos menores para todas as espécies (FIGURA 8.3), chegando a uma perda de mais de 45%, quando comparado ao ciclo de corte de 10 anos, considerando o mesmo DMC (definido pela rotação da população). Portanto, aumentar o ciclo de corte indefinidamente (SEBBENN et al., 2007) representa um erro técnico quando se considera uma floresta produtiva (BRAZ et al., 2015). Adicionalmente, o aumento na duração dos ciclos de corte requer investimentos em longo prazo (GLAUNER; DITZER; HUTH, 2003), dificultado em ambientes político-econômicos instáveis (GROENENDIJK; BONGERS; ZUIDEMA, 2017).

No entanto, a decisão sobre ciclos de corte adequados depende, além do DMC e da estrutura remanescente na floresta, de considerações econômicas (BICK et al., 1998). Análises econômicas devem dar suporte à determinação do melhor ciclo de corte em cada caso específico, considerando a compatibilização dos parâmetros ótimos para cada espécie e a viabilidade de sua exploração. Análises de custo-benefício podem auxiliar na avaliação de aspectos econômicos e sociais das diferentes opções de manejo florestal (ROSA et al., 2017).

Ainda, é importante salientar que o aumento do DMC requer estudos sobre sanidade e tendência a podridão nas árvores maiores. Da mesma forma, reduções de ciclos de corte também requerem cuidados quanto ao planejamento da extração, seguindo normas de exploração de impacto reduzido (EIR).

Segundo Seydack (2012), um desafio central para os cientistas florestais é combinar ferramentas de modelagem e simulação que permitam a compreensão da dinâmica das florestas tropicais, viabilizando a maximização de sua produção. DMCs deveriam ser definidos para todas as espécies comerciais, representando um potente auxiliar na maximização do incremento das florestas sob manejo na Amazônia.

A metodologia para definição dos DMCs em nível de espécie como feito no presente trabalho demonstrou ser uma ferramenta eficaz e superior aos parâmetros fixos definidos na legislação ou à metodologia *GOL*, podendo ser utilizada com maior confiabilidade no planejamento do manejo florestal maximizado. A determinação de DMCs ideais, valendo-se da dendrocronologia, reduz substancialmente gastos e tempo dispendidos para a coleta de dados para estas simulações.

8.5 CONCLUSÕES

O sistema de análise que visa a máxima produção considerando a dinâmica da população foi eficiente para auxiliar a seleção de DMCs ideais.

Considerar o crescimento de uma espécie arbórea em nível de população, incluindo variáveis demográficas demonstrou ser a forma mais precisa para a determinação do DAP em que ocorre sua máxima capacidade produtiva.

O incremento volumétrico da população manejada é função do DMC e estrutura arbórea remanescente em cada área florestal, não havendo embasamento técnico para justificar o estabelecimento de taxas fixas de extração.

A seleção do DMC ótimo da população pode aumentar significativamente o incremento volumétrico e o volume total de madeira, maximizando a produção da floresta sob manejo. Após a determinação do DMC, o melhor ciclo de corte deve ser definido em função de análises econômicas, que irão definir o melhor momento de intervenção na floresta produtiva.

9 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A maioria dos estudos publicados até o presente momento sobre o manejo florestal na Amazônia tem como ponto central seu monitoramento (VAN GARDINGEN; VALLE; THOMPSON, 2006; SEBBEN et al., 2008; SCHÖNGART, 2011; BRAZ et al., 2015; ÁVILA et al., 2017; FREE; MATTHEW LANDIS; GROGAN, 2017; MIRANDA, D. L. C. et al., 2018; DIONISIO et al., 2018), tornando a pesquisa passiva às diretrizes generalizadas impostas pela legislação atual (BRASIL, 2006). Como resultados, vários autores (VAN GARDINGEN; VALLE; THOMPSON, 2006; SEBBEN et al., 2008; SCHÖNGART, 2011; BRAZ et al., 2015; ÁVILA et al., 2017; FREE; MATTHEW LANDIS; GROGAN, 2017; MIRANDA, D. L. C. et al., 2018; DIONISIO et al., 2018) constataram que os parâmetros de manejo presentes na legislação nacional não asseguram a sustentabilidade de todas as espécies comerciais, e tampouco garantem os maiores rendimentos ou maiores crescimentos populacionais que poderiam ser obtidos das florestas produtivas (FORTINI; CROPPER; ZARIN, 2015). Isso afasta o produtor florestal, que converte áreas factíveis ao manejo em outras atividades agropecuárias produtivas, não sustentáveis no contexto da biodiversidade e da manutenção das funcionalidades da floresta, por sua manutenção (BRAZ et al., 2012). A conservação das espécies comerciais da Amazônia requer um novo modelo de exploração, que inclua a aplicação e modernização de licenças para a extração da madeira, bem como o engajamento de todos os grupos de partes interessadas (BRANCALION et al., 2018).

Sem avanços técnicos e informações quanto à maximização da produção de madeira, a legislação permaneceu praticamente inalterada, visto que sua criação previa a apresentação de estudos técnicos visando a adaptação dos parâmetros definidos inicialmente, como, por exemplo, o DMC, que deveria ser estipulado por espécie (BRASIL, 2006). Por sua vez, o manejo florestal pouco avançou tecnicamente nas últimas décadas, ficando evidente a necessidade de pesquisas aplicadas ao melhor aproveitamento dos recursos florestais que justifiquem a adaptação dos critérios estabelecidos pela legislação. A coleta de dados específicos e a descrição do rendimento potencial de cada local da extensa bacia Amazônica poderia, inclusive, justificar maiores volumes de extração, quando tecnicamente viável e recomendável, aos organismos certificadores e fiscalizadores (VAN GARDINGEN; VALLE;

THOMPSON, 2006). Portanto, mais pesquisas direcionadas ao potencial produtivo das florestas são essenciais para a continuidade e o sucesso do manejo florestal.

Observou-se perda na maximização dos recursos da floresta produtiva se os parâmetros de manejo não estiverem adequados às situações específicas de cada região e para cada espécie comercial (TABELA 8.3), pois existem diferenças na estrutura e densidade de espécies em uma mesma tipologia (FIGURAS 5.1 e 5.3 e TABELAS 5.2 e 6.2) sendo estas variáveis importantes para avaliar, mesmo que indiretamente, a estabilidade da produção florestal (GLAUNER; DITZER; HUTH, 2003). As taxas de extração devem ser compostas por espécie individualmente e de acordo com a densidade de árvores e incremento nas classes diamétricas, não sendo adequado fixar uma taxa única nem mesmo em nível de microrregião.

Mesmo com a flexibilização dos critérios de manejo mencionados anteriormente, não há dúvida de que as diretrizes do manejo devem obedecer aos parâmetros técnicos embasados em métodos científicos, sempre visando à sustentabilidade da floresta de produção. As projeções de estoque futuro têm papel fundamental para a definição das diretrizes, em virtude de ser a partir delas que são definidos os parâmetros ótimos para cada situação específica. Por meio das simulações, prediz-se o volume a ser extraído por espécie, sendo repostos um mesmo volume pelas árvores remanescentes a cada ciclo de corte, resultando em uma produção sustentável.

Segundo Porté e Bartelink (2002), modelagens extremamente complexas apresentam fragilidade, devido à necessidade de muitas variáveis, algumas de difícil aferição. Portanto, descrever o ciclo de crescimento das espécies mediante dendrocronologia é vantajoso no que tange ao tempo de coleta de dados e a precisão obtida. Pesquisas sobre composições florísticas, que são abundantes na Amazônia (FERREIRA, 2000; VAN ANDEL, 2001; ZENT e ZENT, 2004; WITTMANN; JUNK; PIEDADE, 2004; VAN GARDINGEN; VALLE; THOMPSON, 2006; PINHEIRO et al., 2007; ARAÚJO, 2009; CORONADO et al., 2009; MYSTER, 2009; ASSIS; WITTMANN, 2011; QUESADA et al., 2012; OLIVEIRA, 2014; SILVA et al., 2014; HIGGINS et al., 2015; TARGHETTA et al., 2015; BENTOS et al., 2017), ou outras pesquisas que descrevem danos decorrentes da exploração florestal (SEBBEN et al., 2008; FORTINI; CROPPER; ZARIN, 2015; D'OLIVEIRA et al., 2017), processos de regeneração natural (FREE et al., 2014; ÁVILA et al., 2017) e outros fatores que

influenciam o manejo, deveriam ser integrados a modelos de projeção, buscando maior precisão no prognóstico da atividade. Tais modelos são atualmente os únicos meios disponíveis para prever o crescimento da floresta tropical, onde os dados empíricos são escassos (GLAUNER; DITZER; HUTH, 2003). A associação de equações de volume, funções densidade de probabilidade e modelos de crescimento, conforme apresentado no capítulo IV, pode reduzir consideravelmente o tempo de aferição de dados sobre a dinâmica florestal.

Pelas simulações, considerou-se que as taxas de crescimento das árvores seguiram a mesma trajetória da floresta não manejada (FIGURA 7.6). Entretanto, alguns estudos registraram que estas taxas aumentam temporariamente (CARVALHO; SILVA; LOPES, 2004; FORTINI; CROPPER; ZARIN, 2015; ÁVILA et al., 2017; D'OLIVEIRA et al., 2017), o que resultaria em produções maiores do que as estimadas. Por outro lado, quanto às superestimativas relacionadas ao aumento das taxas de crescimento, Brien e Zuidema (2006a) esclareceram que sua magnitude é pequena, quando considerada toda a produção florestal, pois as taxas de extração são baixas e a área de clareiras formadas é pequena.

A indicação de manter árvores na floresta de produção em fases avançadas do seu ciclo de vida, pode comprometer o seu aproveitamento comercial futuro. Sabe-se que na Amazônia a ocorrência de ocos e defeitos no fuste aumenta conforme as árvores adquirem maiores dimensões, sendo mais frequentes a partir de 60 cm de DAP (FEARNSIDE, 1992; NOGUEIRA et al., 2006). Portanto, detectar em cada espécie os diâmetros em que ocos e podridão do fuste são mais frequentes poderia influenciar na definição do DMC, dado que se for detectado para alguma espécie perda significativa em volume de madeira antes de a população atingir seus máximos incrementos, a colheita de árvores deveria ser realizada em diâmetros menores. Ainda, seria adequado estimar a proporção de árvores com formas inadequadas do fuste, ocos e/ou podridão, pois estas são evitadas no momento da colheita e ocupam espaço de outras que poderiam se desenvolver. A omissão de árvores com essas características na modelagem da produção florestal pode resultar na superestimativa do volume comercial disponível na floresta (FEARNSIDE, 1992; NOGUEIRA et al., 2006; GROENENDIJK; BONGERS; ZUIDEMA, 2017) e, consequentemente, influenciar na definição do DMC.

É importante salientar que, considerando o manejo de florestas produtivas, não haveria sentido almejar nas simulações a recuperação completa da estrutura primária da floresta, incluindo aquelas árvores com diâmetros muito superiores ao DMC (BRAZ et al., 2018). As árvores com DAP acima do ponto em que ocorre a assíntota da curva de crescimento estão próximas à estagnação, sendo que ciclos mais longos não resultariam em acúmulo de produção que justificasse o tempo de espera (DAWKINS; PHILLIP, 1998), pois a perda por mortalidade e incrementos lentos comprometeriam a expressão do potencial produtivo máximo da floresta. Portanto, o volume a ser recuperado entre ciclos de corte é aquele produzido no segundo ciclo de corte, quando as árvores remanescentes representam as classes diamétricas produtivas (BRAZ et al, 2014; 2015; BRAZ; MATTOS, 2015).

Independentemente do método de definição do ciclo de corte por espécie, existe o revés da operacionalização da exploração. Como cada espécie apresentará um ciclo de corte ótimo específico e eles frequentemente serão distintos, há que se considerar que é inviável a entrada na floresta tropical a cada ano em que uma espécie cumprir seu ciclo. As entradas na floresta resultam em danos às árvores remanescentes, devido à compressão do solo, injúrias causadas por máquinas ou mesmo pela queda de árvores (PUTZ; DYKSTRA; HEINRICH, 2000). Além disso, o custo operacional da exploração é alto e não seria economicamente viável que a colheita fosse feita gradativamente (KUULUVAINEN; TAHVONEN; AAKALA, 2012), atendendo a um ciclo de corte para cada espécie. Portanto, a combinação ideal entre ciclos de corte e taxas de extração deve ser calculada mediante simulações que assegurem a máxima produção possível para cada espécie comercializada para cada plano de manejo florestal. Pesquisa operacional e métodos de inteligência artificial também poderiam ser utilizados para a maximização da exploração sustentável (REIS et al., 2016), auxiliando na definição das diretrizes de manejo direcionado às particularidades de cada área.

Um método simples para a compatibilização do ciclo de corte entre espécies seria a ponderação deste com o volume a ser extraído. Assim sendo, o ciclo de corte proposto seria uma média ponderada dos ciclos de corte das espécies consideradas. Se for priorizado um volume proporcional ao número de árvores de cada espécie, o ciclo de corte das espécies mais abundantes será privilegiado. Se for priorizado maior volume de espécies de maior valor comercial, serão os ciclos destas espécies os

privilegiados. Entretanto, o DMC sempre será balizador na definição das outras duas variáveis de exploração: ciclo de corte e taxa de extração.

Após a definição do diâmetro mínimo de corte (DMC) por espécie, existem várias outras questões a serem debatidas e incluídas nos protocolos de planejamento do manejo florestal. Seydack (2012) esclareceu que os parâmetros do manejo devem ser definidos conforme resultado de maximizações que considerem: (a) o grau desejado de abertura do dossel (regeneração de suporte); (b) padrões de crescimento das árvores (maximização do rendimento); (c) economia operacional e níveis mínimos de corte econômico e (d) níveis de danos na exploração. Portanto, o maior desafio no planejamento do manejo das florestas tropicais é encontrar um equilíbrio entre as necessidades econômicas, administrativas e ambientais, garantindo a viabilidade econômica dos PMFS (DROSTE et al., 2000; GLAUNER; DITZER; HUTH, 2003; VAN GARDINGEN; VALLE; THOMPSON, 2006).

Entre os principais obstáculos para o manejo florestal sustentável nos trópicos, estão as restrições econômicas, institucionais e sociopolíticas, incluindo o baixo desempenho econômico e falta de incentivos econômicos, falta de profissionais qualificados e limitações quanto à capacidade de regulação e fiscalização da atividade pelas instituições governamentais (SEYDACK, 2012; ROSA et al., 2017). Ainda, a falta de informações consistentes dificulta a determinação da viabilidade econômica do manejo sustentável de baixo impacto (TIMOFEICZYK JUNIOR et al., 2005). Entretanto, o manejo sustentável deve assegurar a viabilidade econômica da produção de madeira em longo prazo (GROENENDJIK; BONGERS; ZUIDEMA, 2017) e a seleção do ciclo de corte tem importante papel neste caso. Para tanto, análises custo-benefício que considerem custo de produção, qualidade e preço da madeira são importantes ferramentas para avaliar os impactos sociais e econômicos de diferentes opções de manejo (ROSA et al., 2017).

A avaliação da condição da floresta requer dados precisos de inventários florestais e um bom julgamento profissional (BICK et al., 1998). O inventário pré-comercial a 100% é uma ferramenta importante para o diagnóstico da floresta e cálculo das projeções e serve de base para a seleção das árvores a serem exploradas. As árvores selecionadas para o corte devem estar em acordo com o planejamento da exploração, cumprindo os critérios de baixo impacto: (a) mínimo dano ambiental, (b)

mínimo custo operacional e aumento da eficiência do trabalho, e (c) mínimo desperdício operacional (DIONISIO et al., 2018).

A exploração de impacto reduzido (EIR) é a implementação de uma série de diretrizes pré e pós exploração realizadas para proteger a regeneração natural contra injúrias, minimizar os danos ao solo e proteger processos críticos do ecossistema (PUTZ; DYSKTRA; HEINRICH, 2000). É uma importante aliada do manejo florestal na Amazônia, embora ainda não tenha sido corretamente assimilado pelos gestores florestais locais (BRAZ et al., 2015). A EIR é, entre outros fatores, a adoção das seguintes medidas: planejamento das rotas das trilhas de arraste e dos locais dos pátios de toras; derrubada direcional para facilitar a colheita de madeira e proteger árvores remanescentes; restringir movimentos de equipamentos de colheita em solos íngremes e durante climas úmidos, para proteção do solo; e operações para drenar estradas e trilhas de arraste e remover potenciais impedimentos ao fluxo de água (PUTZ; DYSKTRA; HEINRICH, 2000). Estas melhorias nas técnicas de colheita reduzem danos, aumentam a produtividade e, inclusive, podem encurtar os ciclos de corte (BRANCALION et al., 2018).

Deve-se considerar, também, que tratamentos silviculturais orientados às florestas de produção, como plantios de enriquecimento, desbastes e podas, podem aumentar a qualidade e a capacidade produtiva dos estoques remanescentes (ÁVILA et al., 2017; ROSA et al., 2017). Os efeitos potenciais da silvicultura pós manejo podem ser essenciais, já que nem sempre as clareiras são ocupadas por espécies de interesse econômico (ÁVILA et al., 2017). A simulação de distúrbios naturais, que resultem na abertura moderada do dossel, pode ser utilizada para aumentar as espécies comerciais de menor densidade ou baixa regeneração natural, estimulando seu crescimento (ÁVILA et al., 2017; DIONISIO et al., 2018). Entretanto, mesmo que previstos em legislação (BRASIL, 2006) são raros os tratamentos silviculturais aplicados atualmente nas florestas amazônicas (ÁVILA et al., 2017).

Há dificuldade no monitoramento do manejo, uma vez que não existem informações precisas sobre os estoques de volume de madeira esperados em cada região da extensa bacia Amazônica (BRANCALION et al., 2018). Para um monitoramento adequado das atividades, o primeiro passo é mapear a estrutura da floresta primária e a ocorrência de espécies em cada local (ALDER, 1995). Desta forma, os órgãos fiscalizadores identificarão as composições e densidades em cada

local, sabendo qual estrutura deveria ser encontrada durante as auditorias. Resultados como os descritos nos capítulos I e II podem auxiliar neste mapeamento, e seria vantajoso que fossem aplicados para mais áreas da bacia Amazônica, criando assim um banco de dados completo sobre sua estrutura, conforme sugerido por Rosa et al. (2017).

A determinação de DMC ótimo deveria ser definida para todas as espécies comerciais e em todas as microrregiões em que é realizado o manejo da Floresta Amazônica, visto que este é um dos primeiros passos para assegurar a sustentabilidade do manejo das florestas naturais (SEYDACK, 2012).

Por fim, a metodologia proposta na presente tese, acrescida de análises econômicas, pode ser a base para a formação de novo e moderno sistema silvicultural para a Floresta Amazônica. Esse sistema poderia tornar o manejo florestal mais competitivo e atraente para proprietários de terras, evitando a conversão da floresta em outros usos do solo, contribuindo para a manutenção das funções ambientais e sociais a que estão atreladas.

REFERÊNCIAS

ALDER, D. **Growth Modelling for Mixed Tropical Forest**. Oxford: ODA Forestry Research programme project R4676, 1995. (Tropical Forestry Paper 30)

ALDER, D.; SYNNOTT, T. J. **Permanent sample plot techniques for mixed tropical forest**. Oxford: Oxford Forestry Institute, 1992. (Tropical Forestry Paper 25).

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

AMAPÁ. Governo do Estado do Amapá. Decreto nº 3.325, de 17 de junho de 2013. Regulamenta a exploração de florestas nativas e formações sucessoras de domínio público e privado, inclusive em reserva florestal legal no Estado do Amapá e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado do Amapá**, Macapá, AP, 17 jun. 2013.

AMARAL, D. D. et al. Checklist da flora arbórea de remanescentes florestais da região metropolitana de Belém e valor histórico dos fragmentos, Pará, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi, Ciências Naturais**, v. 4, n. 3, p. 231–289, 2009.

AMAZONAS. Secretaria do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SDS). Instrução Normativa nº 9, de 12 de novembro de 2010. Dispõe sobre manejo florestal sustentável em áreas de várzea no Estado do Amazonas, e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado do Amazonas**, Manaus, AM, 12 nov. 2010.

ARAÚJO, R. de A. et al. Florística e estrutura de fragmento florestal em área de transição na Amazônia Matogrossense no município de Sinop. **Acta Amazonica**, v. 39, n. 4, p. 865-877, 2009.

ASNER, G. P. et al. Estimating canopy structure in an Amazon forest from laser range finder and IKONOS satellite observations. **Biotropica**, v. 34, n. 4, p. 483-492, 2002.

ASSIS, R. L.; WITTMANN, F. Forest structure and tree species composition of the understory of two central Amazonian várzea forests of contrasting flood heights. **Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 206, n. 3, p. 251-260, 2011.

ASSMANN, E. **Principles of forest yield study**. Oxford, New York: Pergamon Press, 1970.

ÁVILA, A. L. de et al. Recruitment, growth and recovery of commercial tree species over 30 years following logging and thinning in a tropical rain forest. **Forest Ecology and Management**, v. 385, p. 225–235, 2017.

AZEVEDO, C. P. de **Dinâmica de florestas submetidas a manejo na Amazônia Oriental: experimentação e simulação**. 236f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

BAILEY, R. L.; DELL, T. R. Quantifying Diameter Distributions with the Weibull Function. **Forest Science**, v. 19, n. 2, p. 97-104, 1973.

BAKER, J. C. A. et al. Does *Cedrela* always form annual rings? Testing ring periodicity across South America using radiocarbon dating. **Trees - Structure and Function**, v. 31, n. 6, p. 1999–2009, 2017.

BARBOSA, A. P. et al. O crescimento de duas espécies florestais pioneiras, pau-de-balsa (*Ochroma lagopus* Sw.) E caroba (*Jacaranda copaia* D. Don), usadas para recuperação de áreas degradadas pela agricultura na Amazônia Central, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 33, n. 3, p. 477-482, 2003.

BARKER, J. R.; RINGOLD, P. L.; BOLLMAN, M. Patterns of tree dominance in coniferous riparian forests. **Forest Ecology and Management**, v. 166, n. 1, p. 311-329, 2002.

BATISTA, J. L. F.; COUTO, H. T. Z.; SILVA FILHO, D. F. **Quantificação de recursos florestais: árvores, arvoredos e florestas**. São Paulo: Oficina de Textos, 2014.

BEC, J. le et al. Characterizing tropical tree species growth strategies: Learning from inter-individual variability and scale invariance. **PLoS ONE**, v. 10, n. 3, p. 1–18, 2015.

BENTOS, T. V. et al. Effects of lightgaps and topography on Amazon secondary forest: Changes in species richness and community composition. **Forest Ecology and Management**, v. 396, p. 124-131, 2017.

BETTINGER, P. et al. **Forest Management and Planning**. New York: Academic Press, 2009.

BICK, U. et al. Assessment and measurement of forestry key parameters for the evaluation of tropical forest management. **Plant research and development**, v. 47/48, p. 38–61, 1998.

BLASER, J. et al. **Status of Tropical Forest Management 2011**. Yokohama, Japan: ITTO - International Tropical Timber Organization, 2011.

BRANCALION, P. H. S. et al. Fake legal logging in the Brazilian Amazon. **Science Advances**, v. 4, n. 8, 2018.

BRASIL. Decreto nº 4.722, de 05 de junho de 2003. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 12 jun. 2003, Seção 1, p. 12 (Publicação Original).

BRASIL. Instrução normativa n. 6 de 11 de dezembro de 2006. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 13 dez. 2006. Seção 1, p. 155.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, Seção 1, 16 de set. de 1965, p. 9.529.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Regulamentação de parâmetros técnicos em PMFS no âmbito do CONAMA. Brasília, DF, 2008a. 10 p. (**Nota técnica**). Disponível em:

<http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/9F5F8BB7/NotaTec_RedeflorFinal.pdf>. Acesso em: 13 jul. 2016.

BRASIL. Resolução nº 4, de 23 de junho de 2008. Implementa o Sistema Nacional de Parcelas Permanentes - SisPP e as Redes de Monitoramento da Dinâmica de Florestas Brasileiras e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 23 de jun. de 2008b. Seção 1. p. 76.

BRAZ, E. M. et al. Alternative criteria to achieve sustainable management of *Mez Laurus itauba* in the Brazilian Amazon. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 38, p. 1–8, 2018.

BRAZ, E. M. et al. Criteria to be considered to achieve a sustainable second cycle in Amazon Forest. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 35, n. 83, p. 209-225, 2015.

BRAZ, E. M. et al. Manejo da estrutura diamétrica remanescente de florestas tropicais. **Ciência Florestal**, v. 22, n. 4, p. 787–794, 2012.

BRAZ, E. M. et al. **Plano de exploração sob critérios de manejo florestal de baixo impacto**. Rio Branco, AC: Embrapa-CPAF-AC, 1998. 19 p. (Embrapa-CPAF-AC. Circular técnica, 27).

BRAZ, E. M. et al. Strategies for achieving sustainable logging rate in the Brazilian Amazon Forest. **Open Journal of Forestry**, v. 4, n. 2, p. 100-105, 2014.

BRAZ, E. M. **Subsídios para o planejamento de manejo de florestas tropicais da Amazônia**. 236 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

BRAZ, E. M.; MATTOS, P. P. de Manejo de produção em florestas naturais da Amazônia: mitos e verdades. **Nativa**, Sinop, v. 3, n. 4, p. 292-295, out./dez. 2015.

BRIENEN, R. J. W.; SCHÖNGART, J.; ZUIDEMA, P. A. Tree Rings in the Tropics: Insights into the Ecology and Climate Sensitivity of Tropical Trees. In: G. GOLDSTEIN; L. S. SANTIAGO (Orgs.). **Tropical Tree Physiology: Adaptations and Responses in a Changing Environment**. Basel, Switzerland: Springer Nature, 2016. p. 439–461.

BRIENEN, R. J. W.; ZUIDEMA, P. A. Lifetime growth patterns and ages of Bolivian rain forest trees obtained by tree ring analysis. **Journal of Ecology**, v. 94, n. 2, p. 481–493, 2006a.

BRIENEN, R. J. W.; ZUIDEMA, P. A. The use of tree rings in tropical forest management: Projecting timber yields of four Bolivian tree species. **Forest Ecology and Management**, v. 226, p. 256–267, 2006b.

BRIENEN, R. **Tree rings in the tropics: A study on growth and ages of Bolivian rain forest trees**. Riberalta, Bolivia: Programa Manejo de Bosques de la Amazonía Boliviana (PROMAB), 2005. (Scientific Series 10).

BRUENIG, E. F. **Conservation and Management of Tropical Rainforests: An Integrated Approach to Sustainability**. 2 ed. Oxfordshire, UK: CAB International - CABI, 2017.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rainforest species in the light of successional processes. **Turrialba**, v. 15, n. 1, p. 40-42, 1965.

BUONGIORNO, J.; GILLESS, J. K. **Forest management and economics a primer in quantitative methods**. New York: Macmillan Publishing Company, 1987.

BURKHART, H. E.; TOMÉ, M. **Modeling Forest Trees and Stands**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2012.

BURNETT, M. R. et al. The influence of geomorphological heterogeneity on biodiversity I. A patch-scale perspective. **Conservation Biology**, v. 12, n. 2, p. 363-370, 1998.

CANETTI, A. et al. Life pattern of urban trees: A growth-modelling approach. **Urban Ecosystems**, v. 20, n. 5, p. 1057–1068, 2017.

CANETTI, A. et al. Retrospective analysis of competition in a forest remnant: A case study of *Podocarpus lambertii* in the Araucaria Forest. **Dendrochronologia**, v. 40, p. 43–49, 2016.

CARRON, L. T. **An outline of forest mensuration with special reference to Australia**. Canberra: Australian National University Press, 1968.

CARVALHO, J. O. P. de; SILVA, J. N. M.; LOPES, J. do C. A. Growth rate of a terra firme rain forest in Brazilian Amazonia over an eight-year period in response to logging. **Acta Amazônica**, v. 34, n. 2, p. 209–217, 2004.

CARVALHO, J. O. P. **Distribuição diamétrica de espécies comerciais e potenciais em floresta tropical úmida natural na Amazônia**. Belém, PA: EMBRAPA-CPATU, 1981. 34 p. il.

CARVALHO, P. E. R. **Grápia**. Colombo: Embrapa Florestas, 2003. 15 p. (Embrapa Florestas. Circular Técnica, 77).

CASTAÑEDA, F. Criteria and indicators for sustainable forest management: International processes, current status and the way ahead. **Unasylva**, v. 51, n. 203, p. 34–40, 2000.

CHAO, A. et al. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, v. 84, n. 1, p. 45-67, 2014.

CNCFlora. **Apuleia leiocarpa** in **Lista Vermelha da flora brasileira**: versão 2012.2 Centro Nacional de Conservação da Flora. Disponível em: <[http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/profile/Apuleia leiocarpa](http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/profile/Apuleia%20leiocarpa)>. Acesso em: 11 nov. 2016.

COLPINI, C. et al. Determinação do volume, do fator de forma e da porcentagem de casca de árvores individuais em uma Floresta Ombrófila Aberta na região noroeste de Mato Grosso. **Acta Amazonica**, v. 39, n. 1, p. 97–104, 2009.

CONDIT, R. et al. Beta-diversity in tropical forest trees. **Science**, v. 295, n. 5555, p. 666-669, 2002.

CONDIT, R. et al. Predicting population trends from size distributions: a direct test in a tropical tree community. **The American Naturalist**, v. 152, n. 4, p. 495-509, 1998.

COOMES, D. A. et al. Disturbances prevent stem size-density distributions in natural forests from following scaling relationships. **Ecology letters**, v. 6, n. 11, p. 980-989, 2003.

COOMES, D. A.; ALLEN, R. B. Mortality and tree-size distributions in natural mixed-age forests. **Journal of Ecology**, v. 95, n. 1, p. 27-40, 2007.

CORONADO, E. N. H. et al. Integrating regional and continental scale comparisons of tree composition in Amazonian terra firme forests. **Biogeosciences Discussions**, v. 6, p. 1421-1451, 2009.

COTTAM, G.; CURTIS, J. T. The use of distance measures in phytosociological sampling. **Ecology**, v. 37, n. 3, p. 451-460, 1956.

CUNHA, T. A.; FINGER, C. A. G.; HASENAUER, H. Tree basal area increment models for *Cedrela*, *Amburana*, *Copaifera* and *Swietenia* growing in the Amazon rain forests. **Forest Ecology and Management**, v. 365, p. 174–183, 2016.

D'OLIVEIRA, M. V. N. et al. Twenty years monitoring growth dynamics of a logged tropical forest in Western Amazon. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 37, n. 92, p. 493–502, 2017.

DANIEL, T. W.; HELMS, J. A.; BAKER, F. S. **Principles of silviculture**. New York: McGraw-Hill Book Company, 1979.

DAWKINS, H. C.; PHILIP, M. S. **Tropical moist forest silviculture and management: a history of success and failure**. Wallingford, UK: CAB international, 1998.

DE LIOCOURT, F. De l'aménagement des sapinieres [English translation: On the amelioration of fir forests, translated by Maria Nygren (2001)]. **Bulletin trimestriel**, Société forestière de Franche-Comté et Belfort, p. 396-409, 1898.

DIONISIO, L. F. S. et al. Growth, mortality, and recruitment of tree species in an Amazonian rainforest over 13 years of reduced impact logging. **Forest Ecology and Management**, v. 430, p. 150–156, 2018.

DOUGLASS, A. E. Crossdating in dendrochronology. **Journal of Forestry**, v. 39, p. 825–831, 1941.

DROSTE, H.-J. et al. Model-based planning and decision making in tropical forest management: An example from Sabah, Malaysia. In: Deutscher Tropentag 2000 in Hohenheim. **Abstracts of contributions presented at the 'Deutscher Tropentag 2000**. Stuttgart, Germany: University of Hohenheim, 2000. p.1–18.

DURRIEU DE MADRON, L.; FORNI, E. Aménagement forestier dans l'est du Cameroun. **Bois et forêts des tropiques**, n. 254, p. 39-50, 1997.

DYKSTRA, D. P.; HEINRICH, R. **FAO Model Code of Forest Harvesting Practice**. Rome: FAO: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1995.

EMBRAPA. **Trilha Ecológica**: Espécies. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/en/agrossilvipastoril/sitio-tecnologico/trilha-ecologica/especies>>. Acesso em: 06 dez. 2018.

FAO: Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Review of forest management systems of tropical Asia: case studies of natural forest management for timber production in India, Malaysia and the Philippines**. Roma: FAO, 1989.

FEARNSIDE, P. M. Forest biomass in Brazilian Amazônia: Comments on the estimate by Brown and Lugo. **Interciencia**, v. 17, n. 1, p. 19–27, 1992.

FELDPAUSCH, T. R. et al. Height-diameter allometry of tropical forest trees. **Biogeosciences Discussions**, v. 7, p. 7727-7793, 2011.

FELFILI, J. M. Diameter and height distributions in a gallery forest tree community and some of its main species in central Brazil over a six-year period (1985-1991). **Brazilian Journal of Botany**, v. 20, n. 2, p. 155-162, 1997.

FERREIRA, L. V. Effects of flooding duration on species richness, floristic composition and forest structure in river margin habitat in Amazonian blackwater floodplain forests: implications for future design of protected areas. **Biodiversity & Conservation**, v. 9, n. 1, p. 1-14, 2000.

FORTINI, L. B.; CROPPER, W. P.; ZARIN, D. J. Modeling the complex impacts of timber harvests to find optimal management regimes for Amazon tidal floodplain forests. **PLoS ONE**, v. 10, n. 8, p. 1–18, 2015.

FORTINI, L. B.; ZARIN, D. J. Population dynamics and management of Amazon tidal floodplain forests: Links to the past, present and future. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 3, p. 551–561, 2011.

FREE, C. M. et al. Current Brazilian forest management guidelines are unsustainable for *Swietenia*, *Cedrela*, *Amburana*, and *Copaifera*: A response to da Cunha and colleagues. **Forest Ecology and Management**, v. 386, p. 81–83, 2017.

FREE, C. M. et al. Management implications of long-term tree growth and mortality rates: A modeling study of big-leaf mahogany (*Swietenia macrophylla*) in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 330, p. 46–54, 2014.

FUNCATE. **Uso e cobertura da terra na Floresta Amazônica**: Subprojeto 106/2004 PROBIO (Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira). Brasília, DF: Secretaria de Biodiversidade e Florestas do Ministério de Meio Ambiente, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, Fundo para o Meio Ambiente Global e Banco Mundial, 2006.

GLAUNER, R.; DITZER, T.; HUTH, A. Growth and yield of tropical moist forest for forest planning: an inquiry through modeling. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 33, n. 3, p. 521–535, 2003.

GÓMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T. C.; HADLEY, M. **Rain forest regeneration and management**. UNESCO, Paris, 1991.

GOTELLI, N. J. **A Primer of Ecology**. 4. ed. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates Inc., 2008.

GOUVEIA, D.; SOARES, M.; SILVA, W. da; MAZZEI, L.; RUSCHEL, A. Avaliação do crescimento de espécies florestais por grupo ecológico em áreas exploradas na Flona do Tapajós. In: ENCONTRO AMAZÔNICO DE AGRÁRIAS, 3., 2011, Belém, PA. **A pesquisa como instrumento na consolidação de sistemas produtivos sustentáveis: anais**. Belém, PA: UFRA, 2011. 1 CD-ROM. III ENAAg.

GRAAF, N. R. **A Silvicultural System for Natural Regeneration of Tropical Rain Forest In Suriname**. Wageningen, Netherlands: Agricultural University Wageningen, 1986.

GRAAF, N. R. Reduced impact logging as part of the domestication of neotropical rainforest. **The International Forestry Review**, v. 2, n. 1, p. 40–44, 2000.

GROENENDIJK, P.; BONGERS, F.; ZUIDEMA, P. A. Using tree-ring data to improve timber-yield projections for African wet tropical forest tree species. **Forest Ecology and Management**, v. 400, p. 396–407, 2017.

GUSTAFSSON, L. et al. Retention Forestry to Maintain Multifunctional Forests: A World Perspective. **BioScience**, v. 62, n. 7, p. 633–645, 2012.

HIGGINS, M. A. et al. Regional-scale drivers of forest structure and function in Northwestern Amazonia. **Plos One**, v. 10, n. 3, 2015.

HIGUCHI, N. et al. Sistema SEL (Seleção de Espécies Listadas) para Manejar a Floresta Tropical Úmida de Terra-Firme da Amazônia In: VAL, A.L.; FRIGLIUOLO, R.; FRIGLIUOLO, FELDBERG, E. (Eds). **Bases científicas para estratégias de**

preservação e desenvolvimento da Amazônia: fatos e perspectivas. Manaus: INPA - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 1991. p. 197-206.

HIGUCHI, N. Utilização dos recursos madeireiros das florestas tropicais úmidas. **Acta Amazônica**, v. 24, n. 3-4, p. 275-288, 1996.

HOLLING, C. S. Resilience and stability of ecological systems. **Annual review of ecology and systematics**, v. 4, n. 1, p. 1-23, 1973.

HOSSAIN, M. A. et al. Composition and Diversity of Tree Species in Kamalachari Natural Forest of Chittagong South Forest Division, Bangladesh. **Journal of Forest and Environmental Science**, v. 31, n. 3, p. 192-201, 2015.

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 12, p. 1451-1456, 2016.

HUMMEL, A. C. et al. **A atividade madeireira na Amazônia brasileira: produção, receita e mercados.** Belém: Imazon – Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia, 2010.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Amazônia Legal.** Disponível em: <www.ibge.gov.br/home/geociencias/geografia/amazonialegal.shtm>. Acesso em: 21 set. 2018.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Pedologia.** 2ª. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2007.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de solos da Amazônia Legal.** Rio de Janeiro, 2000. Escala 1:250.000. Disponível em: <<https://mapas.ibge.gov.br/bases-e-referenciais/bases-cartograficas/cartas>>. Acesso em: 12 out. 2017.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de vegetação do Brasil.** Rio de Janeiro, 1992. Escala 1:5.000.000. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/Ambdata/mapa_sipam.php>. Acesso em: 16 ago. 2017.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura - PEVS, 2017.** Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/economicas/agricultura-e-pecuaria.html>>. Acesso em: 06 dez. 2018.

IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de SP. **Informações sobre madeiras.** Disponível em: <https://www.ipt.br/informacoes_madeiras/>. Acesso em: 06 dez. 2018.

JARDIM, F. C. S.; MORY, A. Comportamento de *Goupia glabra* Aubl. (cupiúba) em diferentes níveis de desbastes por anelamento em florestas naturais. **Revista de Ciências Agrárias**, n. 36, p. 55-66, 2001.

JONKERS, W. B. J. **Options for silviculture and management of the mixed dipterocarp forest of Sarawak**. Roma: FAO, 1988. (FAO report. Working Paper, 11).

KAUFMANN, S.; HAUCK, M.; LEUSCHNER, C. Comparing the plant diversity of paired beech primeval and production forests: Management reduces cryptogam, but not vascular plant species richness. **Forest Ecology and Management**, v. 400, p. 58-67, 2017.

KEDDY, P. Putting the plants back into plant ecology: six pragmatic models for understanding and conserving plant diversity. **Annals of botany**, v. 96, n. 2, p. 177-189, 2005.

KOHYAMA, T. Tree size structure of stands and each species in primary warm-temperate rain forests of southern Japan. **The botanical magazine**, v. 99, n. 3, p. 267-279, 1986.

KORSGAARD, S. The standtable projection simulation model. In: WAN RAZALI MOHD., H.T. CHAN AND S. APPANAH (EDS) **Proceedings of the Seminar on Growth and Yield in Tropical Mixed/Moist Forests, 20–24 June 1988**, Kuala Lumpur: Forest Research Institute Malaysia, 1989. p. 85–89.

KRAMER, P.J.; KOZLOWSKI, T.T. **Physiology of trees**. New York: McGraw-Hill Book, 1960.

KUULUVAINEN, T.; TAHVONEN, O.; AAKALA, T. Even-aged and uneven-aged forest management in boreal fennoscandia: A review. **Ambio**, v. 41, n. 7, p. 720–737, 2012.

LACERDA, A. E. B.; NIMMO, E. R.; SEBBENN, A. M. Demography of *Hymenaea courbaril*. **Forest Science**, v. 59, n. 1, p. 15–26, 2013.

LAMPRECHT, H. **Silvicultura nos trópicos: ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas - possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado**. Eschborn, Deutschland: GTZ, 1990.

LANLY, J. P. Sustainable Forest Management: Lessons of History and Recent Developments. **Unasylva**, v. 46, p. 182, 1995.

LANSSANOVA, L. R. **Ajuste De Funções De Afilamento Para Espécies Florestais Comerciais Do Bioma Amazônico Matogrossense**. 165f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais) - Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2012.

LANSSANOVA, L. R. et al. Comparação Entre Diferentes Métodos Para Estimativa Volumétrica De Espécies Comerciais Da Amazônia. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 3, n. 1, p. 109–115, 2018.

LARSON, B. C. Pathways of development in mixed-species stands. In: KELTY, M.J., LARSON, BRUCE C., OLIVER, CHADWICK D. (Eds.). In: **The ecology and**

silviculture of mixed-species forests. Dordrecht, Netherlands: Springer, 1992. p. 3-10.

LESLIE, A. J. **A second look at the economics of natural management systems in tropical mixed forests**. Roma: Unasylva, 1994.

LIMA, H. C. **Apuleia** in **Lista de Espécies da Flora do Brasil, 2015**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB22796>>. Acesso em: 06 dez. 2018.

LIMA, H. C. **Hymenolobium** in **Lista de Espécies da Flora do Brasil, 2015**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB22796>>. Acesso em: 06 dez. 2018.

LIRA, L. P. de. **Agrupamento ecológico e funcional de espécies florestais da Amazônia Central**. 82f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2011.

LUNDQVIST, L. Tamm Review: Selection system reduces long-term volume growth in Fennoscandic uneven-aged Norway spruce forests. **Forest Ecology and Management**, v. 391, p. 362–375, 2017.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Cornwall, Canada: Blackwell Science Ltd., 2004.

MAINIERI, C.; CHIMELO, J. P. **Fichas de características das madeiras brasileiras**. São Paulo: IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas, 1989.

MARINELLI, A. L. et al. Desenvolvimento de compósitos poliméricos com fibras vegetais naturais da biodiversidade: uma contribuição para a sustentabilidade amazônica. **Polímeros: Ciência e Tecnologia**, v. 18, n. 2, p. 92-99, 2008.

MATHYS, A.; COOPS, N. C.; WARING, R. H. Soil water availability effects on the distribution of 20 tree species in western North America. **Forest Ecology and Management**, v. 313, p. 144-152, 2014.

MATO GROSSO. Decreto n. 2.152, de 12 de fev. de 2014. Regulamenta a Lei Complementar nº 233, de 21 de dezembro de 2005 no que diz respeito aos procedimentos de elaboração, análise e acompanhamento dos Planos de Manejo Florestal Sustentável Madeireiro no Estado de Mato Grosso. **Diário Oficial do Estado do Mato Grosso**, Cuiabá, MT, 12 fev. 2014.

MATTIOLI, W. et al. Conversion of Mountain Beech Coppices into High Forest: An Example for Ecological Intensification. **Environmental Management**, v. 56, n. 5, p. 1159–1169, 2015.

MATTOS, P. P. et al. Climate-tree growth relationships of *Mimosa tenuiflora* in seasonally dry tropical forest, Brazil. **Cerne**, v. 21, n. 1, p. 141-149, 2015.

MAYORAL, C. et al. Ecological implications of different water use strategies in three coexisting mediterranean tree species. **Forest Ecology and Management**, v. 382, p. 76-87, 2016.

MELO, C. F. M.; GOMES, J. I. **Estudo Químico e Micrográfico de Madeiras da Amazônia**. Belém: EMBRAPA-CPATU, 70p., 1979. (Comunicado Técnico n.19).

MEYER, H. A. Structure, growth, and drain in balanced uneven-aged forests. **Journal of forestry**, v. 50, n. 2, p. 85-92, 1952.

MILLER, D. P. Bootstrap 101: Obtain robust confidence intervals for any statistic. In: Twenty-Ninth Annual SAS Users Group International Conference, 2004. **Proceedings...** Cary, NC: SAS Institute, 2004. p. 193-29.

MIRANDA, D. L. C. et al. Using radiocarbon-calibrated dendrochronology to improve tree-cutting cycle estimates for timber management in southern Amazon forests. **Trees - Structure and Function**, v. 32, n. 2, p. 587-602, 2018.

MIRANDA, E. E. de (Coord.). **Brasil em Relevô**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: <<http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em: 16 Ago. 2017.

MIRANDA, Z. P. et al. Volume increment modeling and subsidies for the management of the tree *Mora paraensis* (Ducke) Ducke based on the study of growth rings. **Trees - Structure and Function**, v. 32, n. 1, p. 277-286, 2018.

MOBOT - Missouri Botanical Garden. **Tropicos**. Disponível em: <<http://www.tropicos.org/>>. Acesso em: 12 fev. 2017.

MORISITA, M. Measuring of interspecific association and similarity between communities. **Memoirs of the Faculty of Science Kyushu University, Series E (Biology)**, v. 3, p. 65-80, 1959.

MULLER-LANDAU, H. C. et al. Comparing tropical forest tree size distributions with the predictions of metabolic ecology and equilibrium models. **Ecology Letters**, v. 9, n. 5, p. 589-602, 2006.

MYSTER, R. W. Plant communities of western Amazonia. **The Botanical Review**, v. 75, n. 3, p. 271-291, 2009.

NOGUEIRA, M. A. et al. Secondary metabolites from *Diplodia maydis* and *Sclerotium rolfsii* with antibiotic activity. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 37, n. 1, p. 14-16, 2006.

NYLAND, R. D. **Silviculture: concepts and applications**. 2nd. ed. Boston: McGraw-Hill, 2002.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988.

O'HARA, K. **Multiaged silviculture: managing for complex forest stand structures**. Oxford: Oxford University Press, USA, 2014.

OLIVEIRA, M. F. de **Critérios para o manejo sustentável de duas espécies madeiras das florestas tropicais do Mato Grosso**. 114 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

OLIVEIRA, M. V. N. d'.; BRAZ, E. M. Reduction of damage to tropical moist forest through planned harvesting. **Commonwealth Forestry Review**, v. 74, n. 3, p. 208-210, 1995.

OLIVEIRA, Y. M. M. de et al. **Sistema Nacional de Parcelas Permanentes: proposta de modelo metodológico**. Colombo: Embrapa Florestas, 2005. 67 p. (Embrapa Florestas. Documentos, 106).

OLIVER, C. D. Similarities of stand structures and stand development processes throughout the world—some evidence and applications to silviculture through adaptive management. In: **The ecology and silviculture of mixed-species forests**. Dordrecht, Netherlands: Springer, 1992. p. 11-26.

OLIVER, C. D.; LARSON, B. C. **Forest Stand Dynamics**. New York; Montréal: McGraw-Hill, 1990.

ONG, R. C.; KLEINE, M. DIPSIM: Dipterocarp forest growth simulation model—a tool for forest-level management planning. In: **Dipterocarp Forest Ecosystems—Towards Sustainable Management**. Singapore: World Scientific Publishing, 1996. p. 228–246.

ORELLANA, E. et al. Modelagem da distribuição diamétrica de espécies florestais em um fragmento de floresta ombrófila mista. **Revista Árvore**, v. 38, n. 2, 2014.

ORELLANA, E.; FIGUEIREDO FILHO, A. Uso do método da predição de parâmetros para projetar a distribuição diamétrica em florestas nativas com a função Weibull. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 3, 2017.

OSMASTON, F. C. **The management of forests**. Dehra Dun, India: Natraj Publishers, 2010.

PASCAL, J. Notions sur les structures et dynamique des forêts tropicales humides. **Revue forestière française**, v. 55, p. 118-130, 2003.

PASSOS, C. A. M.; MASON, R. J. **Potencial madeireiro do estado do Mato Grosso**. Várzea Grande, MT: CIPEM - Centro das Indústrias Produtoras e Exportadoras de Madeira do Estado de Matogrosso, Ed. Centro-América, 2005.

PELLICO NETTO, S.; BRENA, D. A. **Inventário florestal**. Curitiba: editado pelos autores, 1997.

PEREIRA, D. et al. **Fatos Florestais da Amazônia**. Belém: Imazon – Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia, 2010.

PINHEIRO, K. A. O. et al. Fitossociologia de uma área de preservação permanente no leste da Amazônia: indicação de espécies para recuperação de áreas alteradas. **Floresta**, v. 37, n. 2, 2007.

PITMAN, N. C. et al. Dominance and distribution of tree species in upper Amazonian terra firme forests. **Ecology**, v. 82, n. 8, p. 2101-2117, 2001.

PODLASKI, R.; ZASADA, M. Comparison of selected statistical distributions for modelling the diameter distributions in near-natural *Abies* – *Fagus* forests in the Świętokrzyski National Park (Poland). **European journal of forest research**, v. 127, n. 6, p. 455, 2008.

POORE, D. et al. **No timber without trees: Sustainability in the tropical forests**. London: Earthscan, 1989.

PORTÉ, A.; BARTELINK, H. H. Modelling mixed forest growth: a review of models for forest management. **Ecological Modelling**, v. 150, n. 1-2, p. 141-188, 2002.

PUTZ, F. E.; DYKSTRA, D. P.; HEINRICH, R. Why poor logging practices persist in the tropics. **Conservation Biology**, v. 14, n. 4, p. 951–956, 2000.

QUESADA, C. A. et al. Basin-wide variations in Amazon forest structure and function are mediated by both soils and climate. **Biogeosciences**, v. 9, n. 6, 2012.

REIS, L. P. et al. Avaliação do potencial madeireiro na Floresta Nacional do Tapajós após 28 anos da exploração florestal. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 64, p. 265–281, 2010.

REIS, L. P. et al. Prognosis on the diameter of individual trees on the eastern region of the amazon using artificial neural networks. **Forest Ecology and Management**, v. 382, p. 161–167, 2016.

RIBAS, H. E. R. R. et al. **Padrão de crescimento de amescla em Santa Carmem, MT**. Colombo: Embrapa Florestas, 2017. 7 p. (Embrapa Florestas. Comunicado técnico, 406).

RIBEIRO, E. S. et al. Espécies florestais comercializadas pelo estado de Mato Grosso. **Biodiversidade**, v. 15, n. 2, 2016.

RIDDER, M. et al. Tree-ring analysis of an African long-lived pioneer species as a tool for sustainable forest management. **Forest Ecology and Management**, v. 304, p. 417–426, 2013.

RIETBERGEN, S. The History and Impact of Forest Management. In: J. Evans (Org.); **The Forests Handbook Vol. 2**. Oxford, UK: Blackwell Science Ltd, 2008. p.1–24.

RINN, F. TSAP Win v. 3.6: **Reference Manual**: Computer Program for Tree-Ring Analysis and Presentation. Heidelberg, Germany: RINNTECH, 1996.

ROLLET, B. **L'architecture de forêts denses humides sempervirens de Plaine**. Paris, France: Centre Technique Forestier Tropical, 1974.

ROSA, S. A. et al. Growth models based on tree-ring data for the Neotropical tree species *Calophyllum brasiliense* across different Brazilian wetlands: implications for

conservation and management. **Trees - Structure and Function**, v. 31, n. 2, p. 729–742, 2017.

ROZENDAAL, D. M. A. et al. Long-term growth patterns of juvenile trees from a Bolivian tropical moist forest: Shifting investments in diameter growth and height growth. **Journal of Tropical Ecology**, v. 31, n. 6, p. 519–529, 2015.

RSTUDIO. **RStudio: Integrated Development for R**. RStudio, Inc., Boston, MA, 2015. Disponível em: < <http://www.rstudio.com/>>. Acesso em: 05 jul. 2018.

RUBIN, B. D.; MANION, P. D.; FABER-LANGENDOEN, D. Diameter distributions and structural sustainability in forests. **Forest Ecology and Management**, v. 222, n. 1–3, p. 427–438, 2006.

SANQUETTA, C.R. et al. **Inventários florestais: planejamento e execução**. 3. ed. Curitiba: Multigraphics, 2014. v. 1.

SCHAAF, L. B. et al. Alteração na estrutura diamétrica de uma floresta ombrófila mista no período entre 1979 e 2000. **Revista Árvore**, v. 30, n. 2, 2006.

SCHNEIDER, P. R.; SCHNEIDER, P. O. **Manejo Florestal**. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria. Centro de Ciências Rurais. Departamento de Ciências Florestais, 2008.

SCHÖNGART, J. Growth-Oriented Logging (GOL): A new concept towards sustainable forest management in Central Amazonian várzea floodplains. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 1–2, p. 46–58, 2008.

SCHÖNGART, J. Growth-Oriented Logging (GOL): The Use of Species-Specific Growth Information for Forest Management in Central Amazonian Floodplains. In: W. J. JUNK; M. T. F. PIEDADE; F. WITTMANN; J. SCHÖNGART; P. PAROLIN (Orgs.) **Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management, Ecological Studies**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2011. p. 437–464. (Ecological Studies v. 210).

SCHWARTZ, G.; FALKOWSKI, V.; PEÑA-CLAROS, M. Natural regeneration of tree species in the Eastern Amazon: Short-term responses after reduced-impact logging. **Forest Ecology and Management**, v. 385, p. 97–103, 2017.

SCOLFORO, J. R. S. **Manejo florestal**. Lavras, MG: UFLA – Universidade Federal de Lavras; FEPE, 1998.

SEBBENN, A. M. et al. Modelling the long-term impacts of selective logging on genetic diversity and demographic structure of four tropical tree species in the Amazon forest. **Forest Ecology and Management**, v. 254, n. 2, p. 335–349, 2008.

SEYDACK, A. H. W. et al. An unconventional approach to timber yield regulation for multi-aged, multispecies forests. II. Application to a South African forest. **Forest Ecology and Management**, v. 77, n. 1–3, p. 155–168, 1995.

SEYDACK, A. H. W. Regulation of Timber Yield Sustainability for Tropical and Subtropical Moist Forests: Ecosilvicultural Paradigms and Economic Constraints. In: T. PUKKALA; K. VON GADOW (Orgs.); **Continuous Cover Forestry, Managing Forest Ecosystems**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2012. p. 129–165. (Managing Forest Ecosystems v. 23).

SHUGART, H. H. **A Theory of Forest Dynamics: The Ecological Forest Succession Models**. New York: Springer-Verlag Inc., 1984.

SILVA, J. N. M. et al. **Diretrizes para instalação e medição de parcelas permanentes em florestas naturais da Amazônia brasileira**. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2005.

SILVA, J. N. M. Manejo de florestas de terra-firme da Amazônia brasileira. **Curso de manejo florestal sustentável: tópicos em manejo florestal sustentável**. Embrapa Florestas. ed., p.59–99, 1997. Colombo, Brasil.

SILVA, J. N. M. **The behavior of the tropical rain forest of the Brazilian amazon after logging**. 325f. Tese (PhD) – Oxford: Oxford University, 1989.

SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P. DE; LOPES, J. DO C. A. Inventário florestal de uma área experimental na Floresta Nacional do Tapajós. **Boletim de Pesquisa Florestal**, n. 10/11, p. 38–110, 1985.

SILVA, J.N.M.; LOPES, J.do C.A. **Inventário florestal contínuo em florestas tropicais: a metodologia utilizada pela Embrapa CPATU na Amazônia Brasileira**. Belém: Embrapa-CPATU, 1984. 36p. (Embrapa-CPATU. Documentos, 36).

SILVA, K. E. et al. Tree species community spatial structure in a terra firme Amazon forest, Brazil. **Bosque**, v. 35, n. 3, 2014.

SILVA, R. R.; SOUZA-LIMA, E. S. de. Fabaceae of the Rio São Francisco River sub-basin, Nova Marilândia, Mato Grosso, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 2, p. 297–302, 2013.

SIST, P.; FERREIRA, F. N. Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 243, n. 2–3, p. 199–209, 2007.

SIVAM, PROJETO. Atualização do RADAMBRASIL. **Mapa de Vegetação da Amazônia Legal** – RADAM/SIPAM. DNPM, Ministério de Minas e Energia, 2002. Escala 1:250.000. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/Ambdata/mapa_sipam.php>. Acesso em: 16 ago. 2017.

SOUZA, A. L.; SOARES, C. P. B. **Florestas Nativas: estrutura, dinâmica e manejo**. Viçosa, MG: UFV – Universidade Federal de Viçosa, 2013.

SOUZA, L. F. et al. **Vochysiaceae in Flora do Brasil 2020 em construção**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB21574>>. Acesso em: 06 dez. 2018.

SOUZA, M. H.; CAMARGOS, J. A. A. **Madeiras tropicais brasileiras v. 2**. Brasília, DF: IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Laboratório de Produtos Florestais, 2002.

SPECIES LINK. **Base de dados eletrônica**. Disponível em: <<http://www.splink.org.br>>. Acesso em: 06 dez. 2018.

STAHLE, D. W. Useful Strategies for the Development of Tropical Tree-Ring Chronologies. **IAWA Journal**, v. 20, n. 3, p. 249–253, 1999.

SYSTAT SOFTWARE. **TableCurve 2D versão 5.01**. 2002.

TAKEDA, W. M. **Análise da exploração florestal de espécies nativas na Amazônia Ocidental**. 116f. Dissertação (Mestrado em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2015.

TANG, L. et al. Three-dimensional Forest growth simulation in virtual geographic environments. **Earth Science Informatics**, p. 1-11, 2018.

TARGHETTA, N.; KESSELMEIER, J.; WITTMANN, F. Effects of the hydroedaphic gradient on tree species composition and aboveground wood biomass of oligotrophic forest ecosystems in the central Amazon basin. **Folia Geobotanica**, v. 50, n. 3, p. 185-205, 2015.

THANG, H.C. Forest management systems for tropical high forest, with special reference to Peninsular Malaysia. **Forest Ecology and Management**, v.21, p. 3-20, 1987.

TIMOFEICZYK JUNIOR, R. et al. Estrutura de custos do manejo de baixo impacto em florestas tropicais - um estudo de caso. **Floresta**, v. 35, n. 1, 2005.

UHL, C.; VIEIRA, I. C. G. Ecological impacts of Seletive Logging in the Brazilian Amazon: A case study from Paragominas Region of the State of Pará. **Biotropica**, v. 21, n. 2, p. 98-106. 1989.

VAN ANDEL, T. Floristic composition and diversity of mixed primary and secondary forests in northwest Guyana. **Biodiversity & Conservation**, v. 10, n. 10, p. 1645-1682, 2001.

VAN GARDINGEN, P. R.; VALLE, D.; THOMPSON, I. Evaluation of yield regulation options for primary forest in Tapajos National Forest, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 231, n. 1, p. 184-195, 2006.

VANCLAY, J. K. A growth model for north Queensland rainforests. **Forest Ecology and Management**, v. 27, n. 3–4, p. 245–271, 1989.

VANCLAY, J. K. **Modelling Forest Growth and Yield: Applications to Mixed Tropical Forests**. Wallingford, UK: CAB International, 1994.

VASCONCELOS NETO, E. L. **Agrupamento ecológico e funcional de espécies florestais na Amazônia Sul Ocidental**. 85f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2012.

WADSWORTH, F. H. **Forest production for tropical America**: USDA Forest Service Agricultural Handbook 710. Washington: Government Printing Office, 1997.

WANG, X. et al. Tree size distributions in an old-growth temperate forest. **Oikos**, v. 118, n. 1, p. 25-36, 2009.

WEISKITTEL, A. R. et al. **Forest growth and yield modeling**. Hoboken: John Wiley, 2011.

WHITMORE, T.C. **An introduction to tropical rain forests**. Oxford: Clarendon, 1990.

WHITTAKER, R. H. **Communities and ecosystems**. 2. ed. New York: Macmillan, 1975.

WIGLEY, T. M. L.; JONES, P. D.; BRIFFA, K. R. Cross-dating methods in dendrochronology. **Journal of Archaeological Science**, v. 14, n. 1, p. 51-64, 1987.

WITTMANN, F.; JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F. The várzea forests in Amazonia: flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession. **Forest Ecology and Management**, v. 196, n. 2, p. 199-212, 2004.

WOLDA, H. Similarity indices, sample size and diversity. **Oecologia**, v. 50, n. 3, p. 296-302, 1981.

WORBES, M. One hundred years of tree-ring research in the tropics - A brief history and an outlook to future challenges. **Dendrochronologia**, v. 20, n. 1-2, p. 217-231, 2002.

WRIGHT, S. J. et al. Gap-dependent recruitment, realized vital rates, and size distributions of tropical trees. **Ecology**, v. 84, n. 12, p. 3174-3185, 2003.

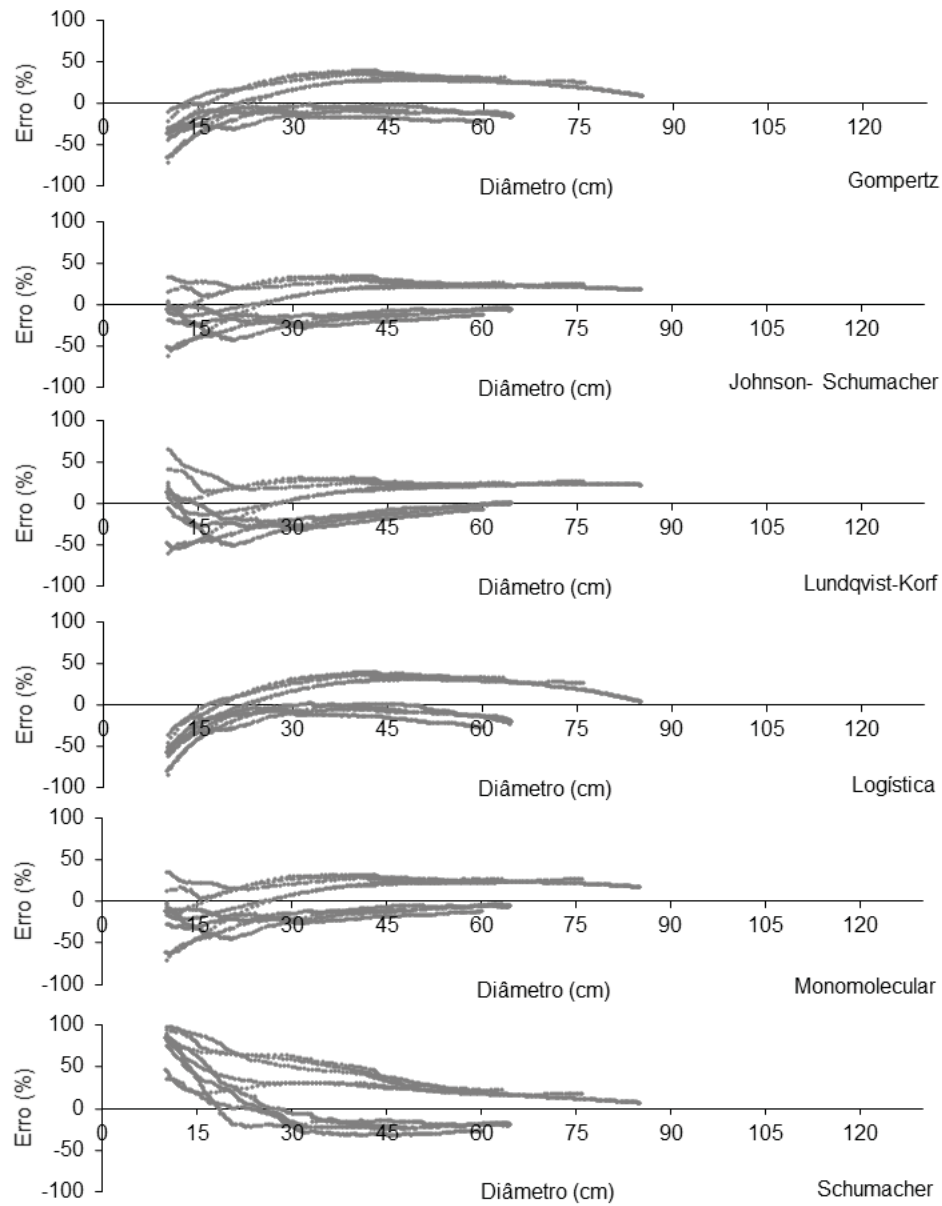
YEGANG, W.; JINXUAN, H. A Spectral Analysis of the Population Dynamics of Korean Pine in the Mixed Broad-leaved *Pinus koraiensis* Forest. **Chinese Journal of Ecology**, v. 1, p. 4, 1988.

ZACHOW, R. Metodologia para monitoramento de projetos de manejo em florestas naturais tropicais baseadas em critérios normativos. 224 f. **Tese** (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1999.

ZARIN, D. J. et al. Beyond reaping the first harvest: Management objectives for timber production in the Brazilian Amazon. **Conservation Biology**, v. 21, n. 4, p. 916-925, 2007.

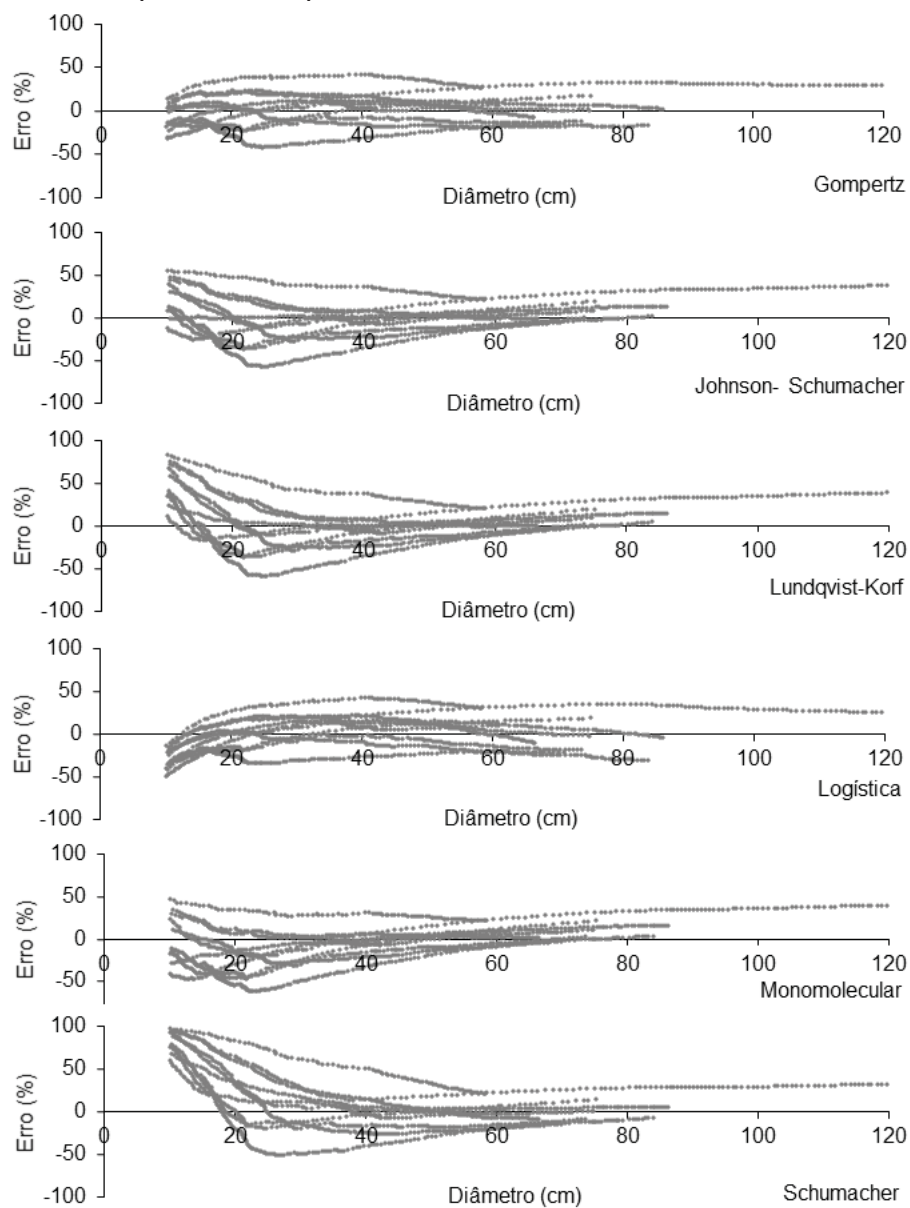
ZENT, E. L.; ZENT, S. Floristic composition, structure, and diversity of four forest plots in the Sierra Maigualida, Venezuelan Guayana. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, n. 13, p. 2453-2483, 2004.

ANEXO I – RESÍDUOS DO AJUSTE DAS EQUAÇÕES DE CRESCIMENTO PARA *Apuleia leiocarpa* (DAP ≥ 10 cm)



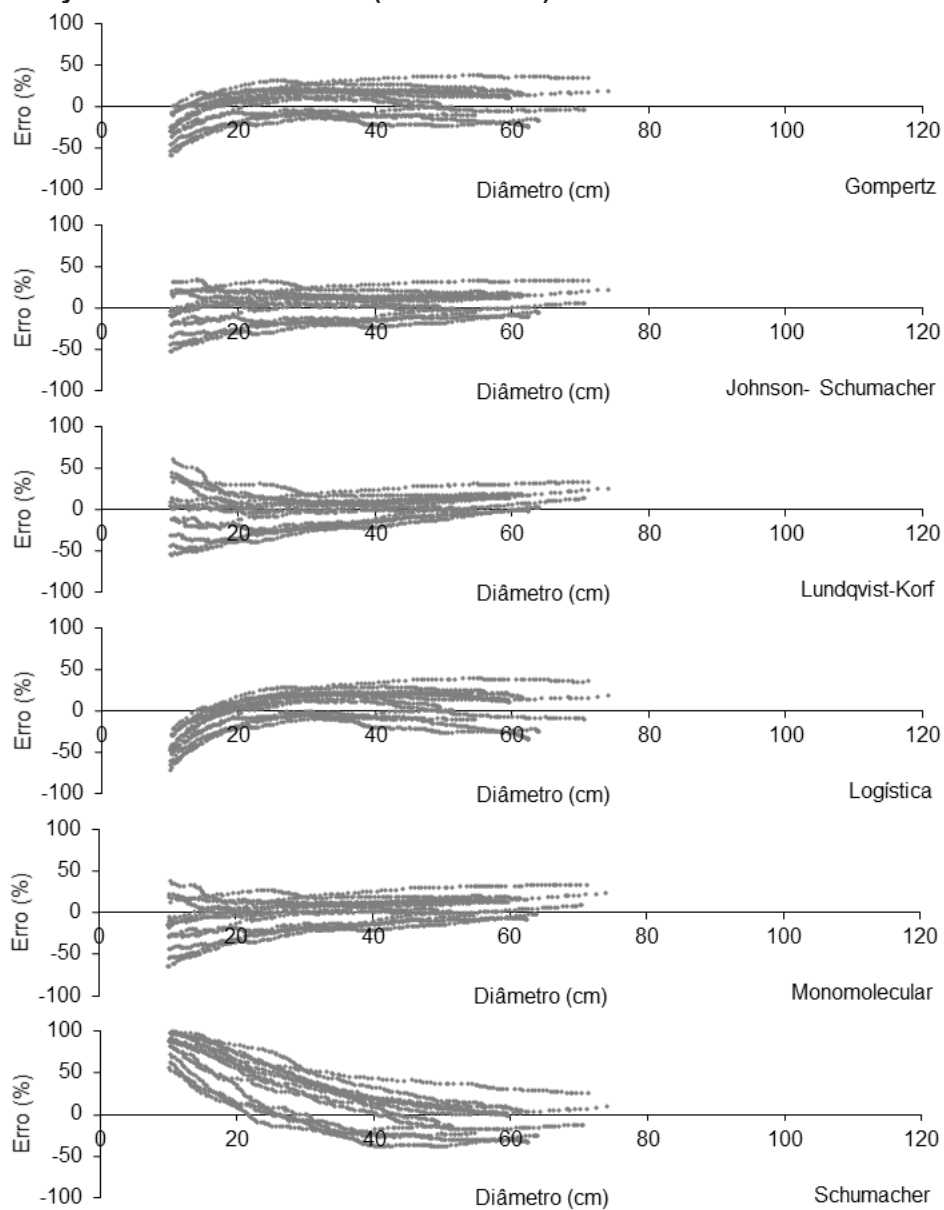
FONTE: A autora (2019).

ANEXO II – RESÍDUOS DO AJUSTE DAS EQUAÇÕES DE CRESCIMENTO PARA *Erismia uncinatum* (DAP ≥ 10 cm)



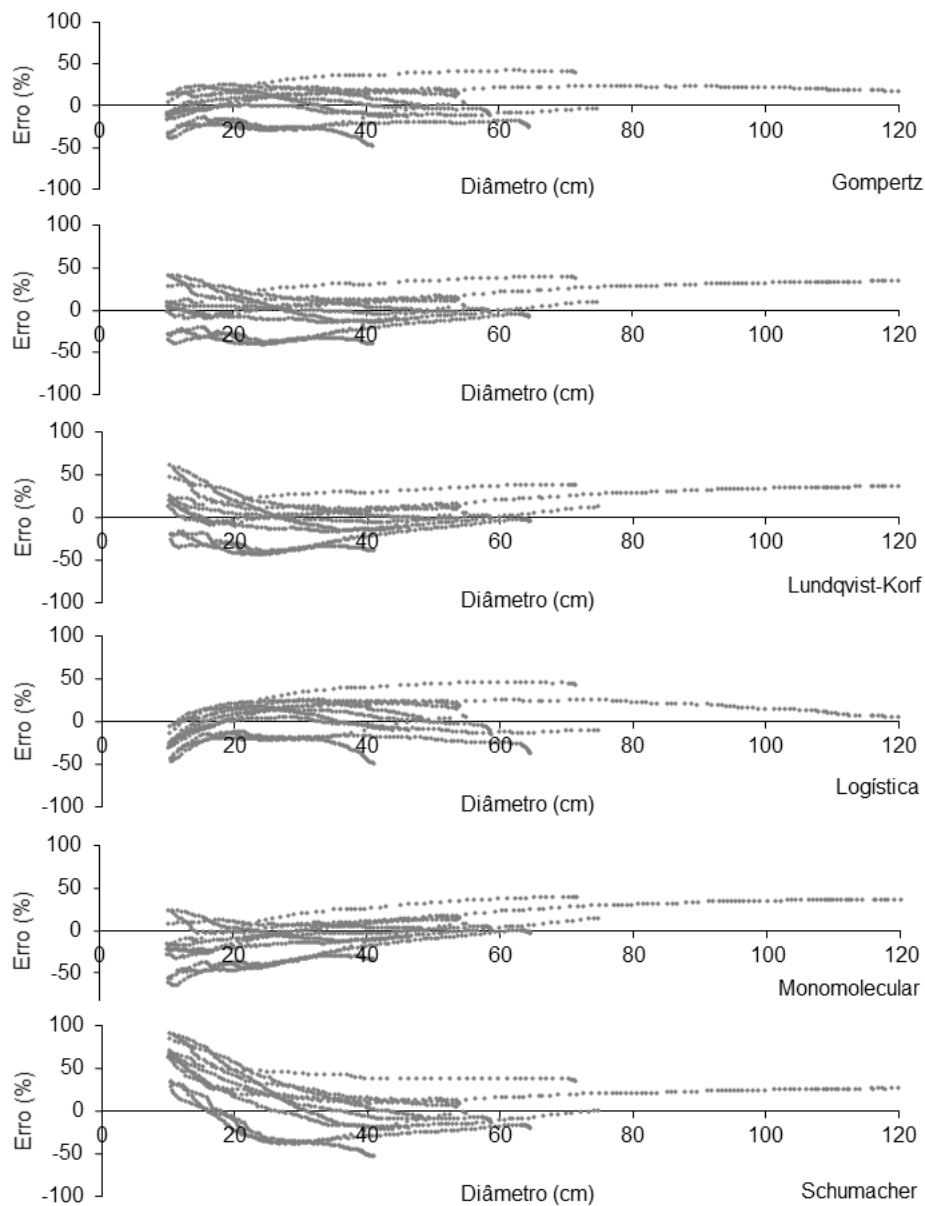
FONTE: A autora (2019).

ANEXO III – RESÍDUOS DO AJUSTE DAS EQUAÇÕES DE CRESCIMENTO PARA *Hymenolobium excelsum* (DAP ≥ 10 cm)



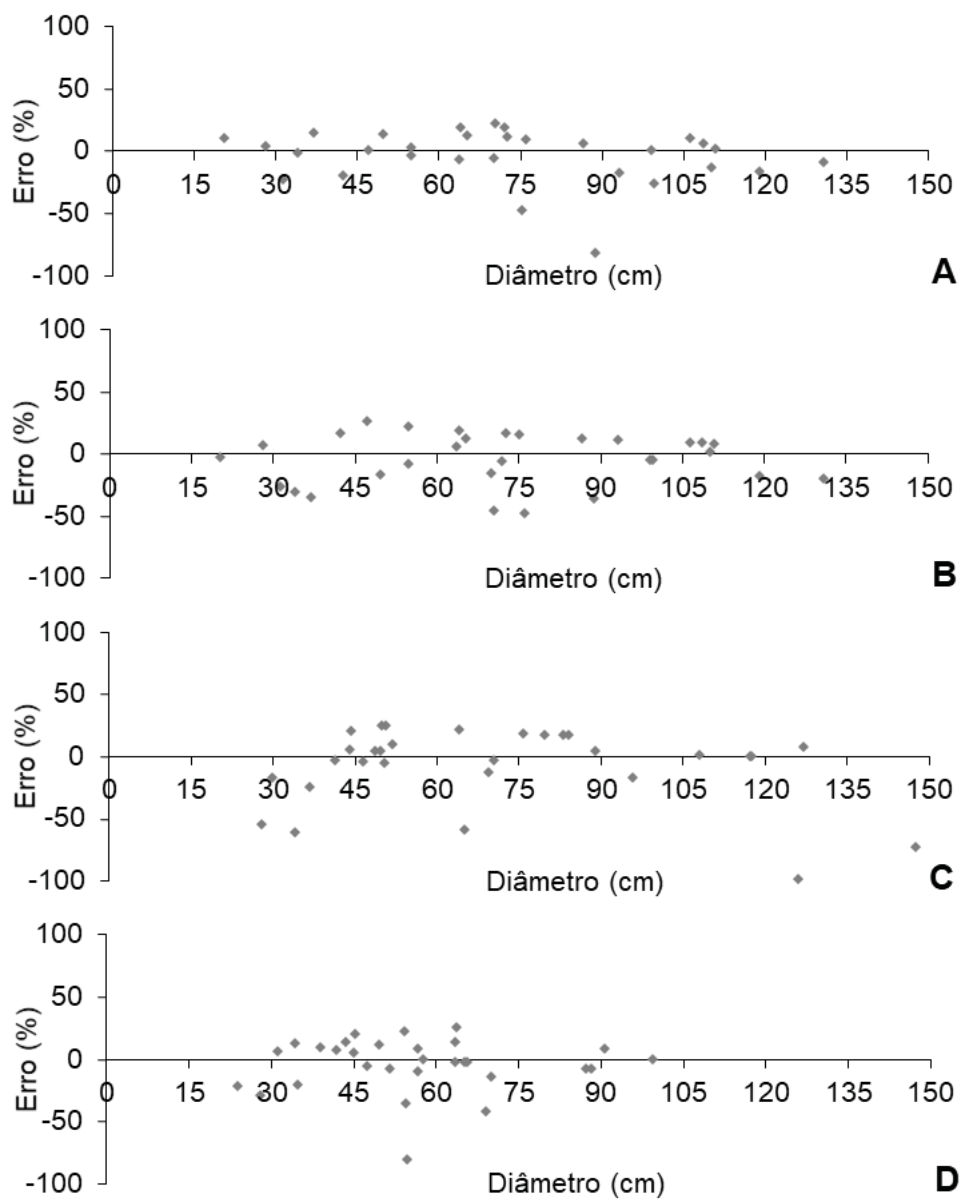
FONTE: A autora (2019).

ANEXO IV – RESÍDUOS DO AJUSTE DAS EQUAÇÕES DE CRESCIMENTO PARA *Trattinnickia burserifolia* (DAP ≥ 10 cm)



FONTE: A autora (2019).

ANEXO V – RESÍDUOS DA RELAÇÃO HIPSONÔMICA AJUSTADA PARA *Apuleia leiocarpa* (A), *Erismia uncinatum* (B), *Hymenolobium excelsum* (C) e *Trattinnickia burserifolia* (D)



FONTE: A autora (2019).